

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Impacto da urbanização sobre as tartarugas verdes
(*Chelonia mydas*) e seu potencial como sentinela da
degradação costeira**

Juliana Santos Ferreira

**Vitória, ES
Março, 2018**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Impacto da urbanização sobre as tartarugas verdes
(*Chelonia mydas*) e seu potencial como sentinela da
degradação costeira**

Juliana Santos Ferreira

Orientador: Dr. Jean-Christophe Joyeux

Coorientador: Dr. Robson Guimarães dos Santos

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da
Universidade Federal do Espírito Santo como requisito
parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia
Animal.**

Vitória, ES
Março, 2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Humanas e Naturais da
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)
Saulo de Jesus Peres – CRB-6 ES-000676/O

F383i Ferreira, Juliana Santos, 1992-
Impacto da urbanização sobre as tartarugas verdes
(Chelonia mydas) e seu potencial como sentinela da
degradação costeira / Juliana Santos Ferreira. – 2018.
53 f. : il.

Orientador: Jean-Christophe Joyeux.
Coorientador: Robson Guimarães dos Santos.
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e
Naturais.

1. Tartaruga. 2. Urbanização. 3. Degradação ambiental. 4.
Indicadores (Biologia). 5. Chelonia mydas. I Joyeux, Jean
Christophe. II. Santos, Robson Guimarães dos, 1981-. III.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

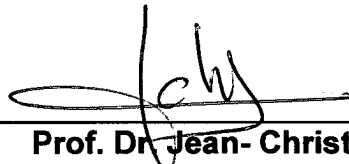
Juliana Santos Ferreira

“Impacto da urbanização sobre as tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) e seu potencial como sentinela da degradação costeira”

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em 09 de março de 2018.

Comissão Examinadora:



Prof. Dr. Jean-Christophe Joyeux (UFES)
Orientador e Presidente da Comissão Examinadora



Prof. Dr. Yuri Luiz Reis Leite (UFES)
Examinador interno



Prof. Dr. Marcelo Renan de Deus Santos (UVV)
Examinador externo

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Dr. Jean-Christophe Joyeux pela oportunidade de realizar este trabalho e pelos aprendizados adquiridos neste processo e pela paciência com sua aluna. Te admiro imensamente. Muito obrigada.

Agradeço ao meu coorientador Robson Guimarães dos Santos por mais uma vez estar ao meu lado realizando este trabalho. Obrigada por confiar em mim. Sempre aprendo muito com sua orientação, e esses aprendizados me inspiram a continuar essa jornada.

Ao Levi e Davi que me ajudaram sempre, mostrando-se a todo tempo dispostos quando eu precisava de uma força. Muito obrigada.

Aos colegas de laboratório, Gabriel, Larissa, Ciro, Caio, Guabiroba, Ryan e Rebeka, que sempre deixavam o laboratório descontraído e divertido e incentivavam todos a progredir. Agradeço especialmente à Kathiani. Tenho certeza que Robson planejou te botar na minha vida para essa jornada ficar mais divertida!

A todos meus amigos, especialmente à Juliana pelo apoio, sempre me ajudando em campo, estudos e conversas. Obrigada pela parceria.

A toda equipe do Instituto de Ensino Pesquisa e Preservação Ambiental Marcos Daniel, pelo suporte em campo. Agradeço também ao Mozart, sem você não conseguiríamos fazer metade do trabalho em campo.

Finalmente agradeço às pessoas mais valiosas da minha vida. Minha família. Obrigada vovó pelos sábios conselhos, minha mãe por todo o apoio e interesse em meus projetos, especialmente meu pai pelo suporte, ensinamentos e conversas que levo comigo sempre. Por fim agradeço à Matheus, meu parceiro de vida, que me acompanhou em todas as etapas deste trabalho, me ajudando em campo, revisando meus trabalhos, dando apoio emocional e conselhos valiosos. Obrigada por ser meu suporte!

Sem vocês minha caminhada até aqui não seria a mesma.

Agradeço a todos!

RESUMO

O declínio populacional da tartaruga verde (*Chelonia mydas*) ao ponto da espécie ser considerada “em perigo” pela IUCN é resultado de décadas de impactos antrópicos diretos e indiretos. Os impactos atuais são particularmente importantes para os indivíduos em sua fase juvenil, pois fazem uso das áreas costeiras, onde intensivas atividades humanas alteraram profundamente os ecossistemas costeiros. Portanto, o objetivo deste trabalho foi a) avaliar o impacto da degradação ambiental nas populações de tartaruga verde em áreas com diferentes níveis de urbanização para assim b) estabelecer parâmetros que permitam o uso da espécie em sua fase juvenil como indicadora da degradação costeira. Dados de imagens de satélite de luz noturna (Night-light) foram utilizados como *proxy* de urbanização, variando de não urbanizado à altamente urbanizado, em seis áreas ao longo da costa brasileira. Os parâmetros de saúde das tartarugas (severidade de fibropapilomatose, condição corporal e dieta) foram extraídos de uma base de dados previamente coletados. A análise de regressão linear múltipla mostrou que os parâmetros de saúde das tartarugas respondem negativamente a urbanização ($R^2 = 0.29$; $p < 0.01$), portanto quanto mais urbanizada a área, pior a condição corporal ($p < 0.01$), mais severo o quadro da fibropapilomatose ($p = 0.03$) e menor a diversidade de itens na dieta ($p = 0.04$). Essa resposta significativa ao impacto local indica o potencial uso de tartaruga verde como sentinela da degradação costeira. A qualidade do habitat é quantificável através do uso de escores de severidade de fibropapilomatose e condição corporal, que são métricas rápidas e fáceis de se obter e são fortes indicadores da saúde da tartaruga verde.

PALAVRAS-CHAVE: Tartatuga verde; Urbanização; Sentinela.

ABSTRACT

The decline of green turtle (*Chelonia mydas*) populations, to the point that the species is considered "endangered" by the IUCN, results from decades of direct and indirect anthropogenic impacts. Present-day impacts appear particularly important for individuals in the juvenile stage that make intensive use of coastal regions where intense human activities have profoundly altered coastal ecosystems. Therefore, the objective of this work was to a) evaluate the impact of environmental degradation on green turtle populations in areas with different levels of urbanization in order to b) establish parameters to use this species in its juvenile phase as an indicator of degradation of coastal areas. Night-light data obtained by satellite imagery was used as a proxy for urbanization level in six non-urbanized to highly urbanized areas along the Brazilian coast. Green turtle health parameters (severity of fibropapillomatosis, diet and body condition) were extracted from a database of previously collected data. Multiple regression analysis revealed that health responds negatively to urbanization ($R^2 = 0.29$; $p < 0.01$), so that the more urbanized the area, the worse the body condition ($p < 0.01$), more severe the fibropapillomatosis ($p = 0.03$), and the lower the diversity of consumed items ($p = 0.04$). This significant response to local impacts indicates the potential use of green turtle as a sentinel of environmental quality. Habitat quality is quantifiable through the use of fibropapillomatosis severity scores and body conditions that are fast and easy to obtain and are strong indicators of green turtle health.

KEYWORDS: Green turtle; Urbanization; Sentinel.

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Classificação da intensidade luminosa de acordo com Azevedo, 2013 - adaptado, para definição do grau de urbanização. Intervalo NL: escala de intensidade luminosa W/m^2**19**

Tabela 2.2 - Resultados de biometria dos indivíduos de tartaruga verde em cada localidade. CCC (cm), Peso (kg), Índice de Condição Corporal (ICC) estão representados por média, com seus respectivos desvios padrão ($\pm DP$); * = dado não disponível.....**24**

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Padrões comuns de declínio em 22 guildas de espécies de 12 ecossistemas no estudo para (A) mamíferos marinhos, (B) aves costeiras, (C) peixes, (D) répteis, (E) invertebrados e (F) vegetação. (G) crescimento populacional humano em tempo real e (H) em período cultural. Período cultural (Pre, pré-humano, HG, coletor-caçador; Agr, agrícola; Est, estabelecimento mercado-colonial; Dev, desenvolvimento mercado-colonial; Glo1, mercado global 1900-1950; e Glo2, mercado global 1950-2000). Em G e H cada uma das linhas representa um ecossistema no estudo. Dados de média e erro padrão. (Lotze *et al.*, 2006 adaptado).....12

Figura 1.2 - Espécime de *Chelonia mydas*, tartaruga verde. Fonte: Projeto TAMAR, 2015.....13

Figura 2.1 - Áreas de estudo das populações de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) na costa brasileira. 1: Fernando de Noronha – PE; 2: Abrolhos – BA; 3: Fundão – ES; 4: Vitória – ES; 5: Vila Velha – ES; 6: Ubatuba – SP.....18

Figura 2.2 - Parâmetros de saúde de tartaruga verde (*Chelonia mydas*) em relação ao grau de urbanização (e.i.: Night light) nas áreas de estudo. O eixo horizontal está organizado em ordem crescente de urbanização das áreas da esquerda para direita. A: Classificação do grau de urbanização em relação às classes de intensidade luminosa (Night-light W/m²) baseado em Azevedo, 2013, variando de não urbanizado à altamente urbanizado. B: Frequência relativa da condição corporal dos indivíduos de tartarugas verdes, de acordo com Walsh, 1999. C: Peso médio dos resíduos antrópicos ingeridos por tartaruga (g), com respectivo erro padrão. D: Riqueza de gêneros de macrófitas encontrados na dieta das tartarugas. E: Média do número de tumores de fibropapilomatose por indivíduo, com respectivo desvio padrão. F: Frequência relativa do escore de severidade de fibropapilomatose dos indivíduos de tartarugas verdes, de acordo com Work & Balazs, 1999. Acima das barras está a frequência de tartarugas afetadas pelo tumor. FPS-1: levemente afetada; FPS-2: moderadamente afetada; FPS-3: severamente afetada. # = não foram encontradas tartarugas com tumores nesta localidade. + = sem dados.....27

Figura 2.3 - Magnitude de efeito da urbanização sobre as variáveis preditoras da saúde dos indivíduos de *Chelonia mydas*. CC: condição corporal 1 (Normal) / 2 (Abaixo do peso) / 3 (Emaciado); FPS: severidade de fibropapilomatose 0 (não afetada) / 1

(levemente afetada) / 2 (moderadamente afetada) / 3 (severamente afetada); Dieta:
número de gêneros da dieta encontrados no esôfago dos indivíduos. N = 109. Símbolo
vermelho = variável negativamente correlacionada; Símbolo azul = variável
positivamente correlacionada.....**28**

SUMÁRIO

I. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	11
II. Tartaruga verde (<i>Chelonia mydas</i>) como sentinela da degradação costeira	16
1. Introdução	16
2. Metodologia	18
2.1. Área de estudo e determinação do grau de urbanização	18
2.2. Avaliação da saúde	20
2.2.1. Biometria e necropsia	20
2.2.2. Ingestão de resíduos antropogênicos	20
2.2.3. Avaliação da dieta	21
2.2.4. Fibropapilomatose	21
2.3. Modelo de resposta da espécie à urbanização	22
3. Resultados	23
3.1. Grau de urbanização	23
3.2. Avaliação da saúde	24
3.2.1. Biometria e necropsia	24
3.2.2. Ingestão de resíduos antropogênicos	24
3.2.3. Avaliação da dieta	25
3.2.4. Fibropapilomatose	25
3.3. Modelo de resposta da espécie à urbanização	27
4. Discussão	29
4.1. Ingestão de resíduos antropogênicos	29
4.2. Dieta	30
4.3. Fibropapilomatose	31
4.4. <i>Chelonia mydas</i> como sentinela da qualidade ambiental	33
5. Considerações Finais	34
6. Referências Bibliográficas	35
III. ANEXO	44
Anexo I – Metodologia dos índices de fibropapilomatose	44
Anexo II – Figuras	45
Anexo III – Tabelas	46
Anexo IV - Script das análises do modelo de regressão linear múltipla no Rstudio	47
IV. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50

I. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Historicamente os humanos vêm ocupando as áreas costeiras, onde quase metade da população mundial mora em até 60 km do litoral, e esse número vêm crescendo ao longo dos anos (Turner *et al.*, 1996). Essa ocupação, por muitas vezes desordenada, é umas das principais causas de impacto aos sistemas costeiros, contribuindo assim para o esgotamento de seus recursos naturais (Halpern *et al.*, 2015; Small & Nichollst, 2003). Décadas de sobre-exploração, transformação de habitat e poluição ofuscaram a magnitude total de degradação costeira e da perda de biodiversidade que por sua vez, prejudicaram a resiliência ecológica desses habitats (Lotze *et al.*, 2006).

Alguns sinais do impacto do desenvolvimento humano na saúde ecológica dos ambientes marinhos incluem o aumento da frequência e intensidade das florações algais, o aumento da pressão de captura sobre as espécies de alto nível trófico pela sobrepesca, a perda de habitats de reprodução e berçário, propagação de poluentes químicos, poluição orgânica e inorgânica, eutrofização, introdução de espécies invasoras, além das mudanças climáticas (Aguirre *et al.*, 2002; Lotze *et al.*, 2006). Todo este histórico de degradação compromete a biodiversidade das zonas costeiras, que estão sob crescente ameaça em virtude deste massivo desenvolvimento humano (Halpern *et al.*, 2008), de forma que a biodiversidade global apresentou grande queda nas últimas quatro décadas, enquanto os indicadores de pressões sobre a mesma apresentaram aumentos (Butchart *et al.*, 2010).

Por isso, uma longa lista de espécies marinhas sofrem com as atividades humanas e seus impactos cumulativos (Halpern *et al.*, 2008). Lotze e colaboradores (2006), os autores quantificaram a magnitude e as causas da mudança dos impactos antrópicos em 12 ecossistemas estuarinos e costeiros desde o início da ocupação humana até hoje, mostrando um cenário crítico, no qual ao final do século XX, 91% das espécies registradas eram escassas; 31% raras; e 7% já haviam sido extintas. Também demonstraram que os ecossistemas com a mais longa história de ocupação humana estavam entre os mais degradados (Figura 1.1).

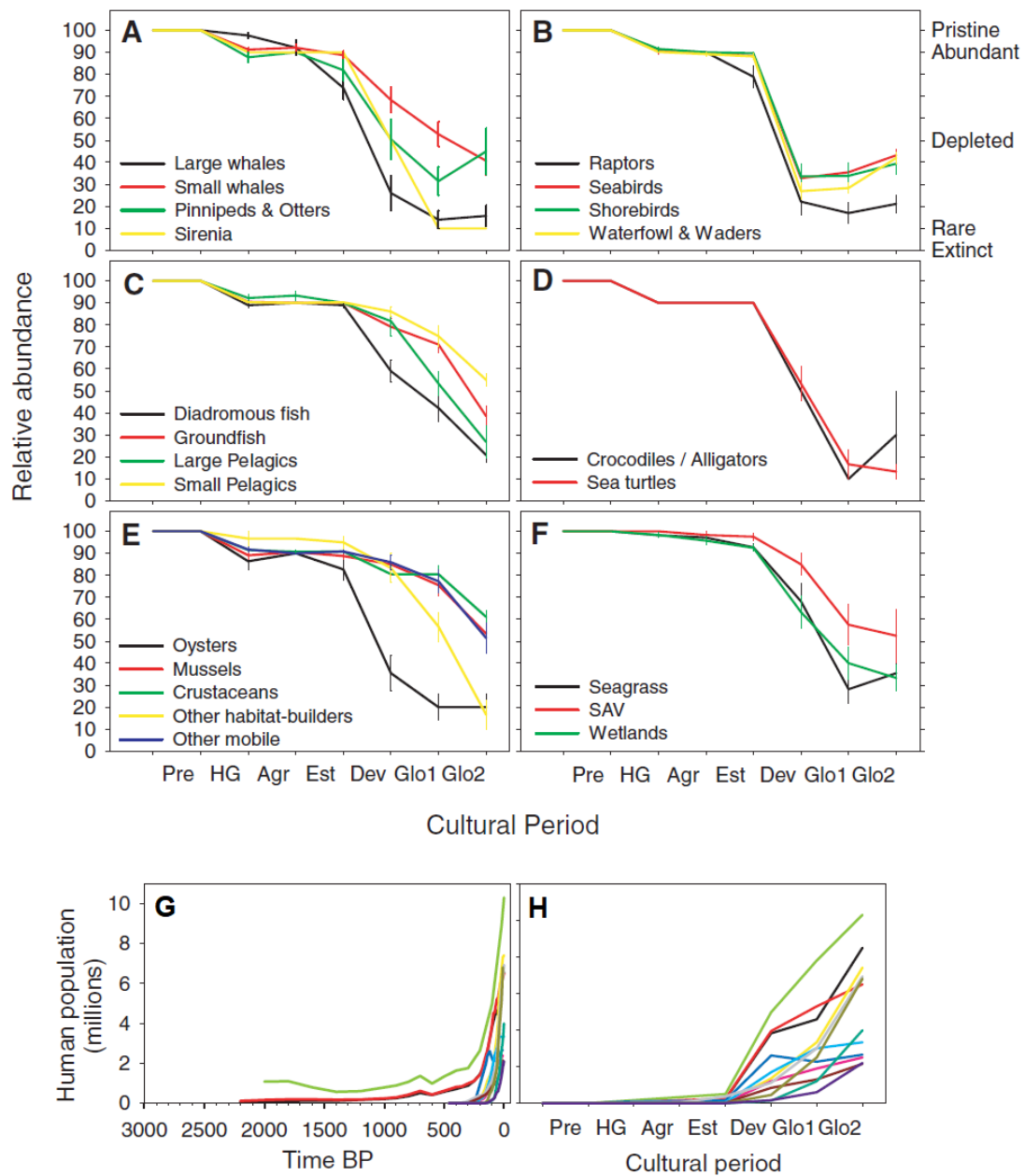


Figura 1.1 - Padrões comuns de declínio em 22 guildas de espécies de 12 ecossistemas no estudo para (A) mamíferos marinhos, (B) aves costeiras, (C) peixes, (D) répteis, (E) invertebrados e (F) vegetação. (G) crescimento populacional humano em tempo real e (H) em período cultural. Período cultural (Pre, pré-humano, HG, coletor-caçador; Agr, agrícola; Est, estabelecimento mercado-colonial; Dev, desenvolvimento mercado-colonial; Glo1, mercado global 1900-1950; e Glo2, mercado global 1950-2000). Em G e H cada uma das linhas representa um ecossistema no estudo. Dados de média e erro padrão. (Lotze *et al.*, 2006 adaptado).

Dentre as espécies marinhas afetadas pelas atividades antrópicas, está a tartaruga verde *Chelonia mydas* (Figura 1.2), classificada atualmente como “em perigo” pela International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (Seminoff, 2004). Esta espécie é um dos mais importantes mega-herbívoros costeiros, exibindo um importante papel na manutenção dos recifes de corais (Goatley *et al.*, 2012). Em sua fase juvenil, esta espécie

migra da zona oceânica para a zona costeira, utilizando-a como área de alimentação e desenvolvimento, onde fica até alcançar a maturidade sexual (Musick & Limpus, 1997). Nesta fase juvenil, as tartarugas verdes demonstram fidelidade de sítio em suas áreas de alimentação (Colman *et al.*, 2015; Godley *et al.*, 2003; Makowski *et al.*, 2006), evidenciadas por claras diferenças nas taxas de crescimento específicas para cada região, diferenças na composição da dieta, no grau de manifestação de doenças como a fibropilomatose, diferenças nas taxas de ingestão de lixo, além de registros de marcação-captura-recaptura e rastreamento por satélite (e.g.: Balazs & Chaloupka, 2004; Bjorndal *et al.*, 2000; Deus Santos *et al.*, 2015; Godley *et al.*, 2008; Herbst, 1994; Santos *et al.*, 2010; 2015). Esta fidelidade associada a seus hábitos de forrageamento costeiro tornam essa espécie muito susceptível aos impactos antrópicos.



Figura 1.2 - Espécime de *Chelonia mydas*, tartaruga verde. Fonte: Projeto TAMAR, 2015.

Tartarugas verdes têm um longo histórico de ameaças antrópicas, que afetam direta ou indiretamente suas populações, incluindo ingestão de detritos marinhos, degradação e poluição de habitats de nidificação e de forrageamento, colisão por embarcações, caça e colheita de ovos, impactos das mudanças climáticas no ambiente marinho e emaranhamento por redes de pesca (Bjorndal, 1995; Herbst & Klein, 1995; Epperly, 2003; Santos *et al.*, 2010; Van Houtan *et al.*, 2010).

Além dessas ameaças à espécie, outra grande ameaça frequentemente relatada na literatura é a doença fibropapilomatose (FP). A FP é um importante indicador do estado de saúde das tartarugas, pois é uma doença neoplástica, associada a um herpesvírus, de proporções epizooticas recentes, encontrada em tartarugas que estão associadas a áreas costeiras degradadas (Aguirre & Lutz, 2004). É uma doença severamente debilitante caracterizada externamente por tumores da pele, nadadeiras, tecidos periorculares, carapaça e plastrão. Também podem se desenvolver nódulos em todos os órgãos internos, incluindo pulmões, coração, fígado, baço, rins, trato gastrointestinal e gônadas (Herbst, 1994).

A fibropapilomatose é considerada como multifatorial, podendo ser influenciada por poluentes ambientais (Aguirre *et al.*, 1994; Sakai *et al.*, 2000), mudanças na temperatura da água (Herbst & Klein, 1995), ou biotoxinas (Landsberg *et al.*, 1999). Não se sabe exatamente o fator que desencadeia a doença, porém a alta frequência de FP nas tartarugas pode estar correlacionada com sua residência em áreas degradadas, sugerindo que existe uma influência da qualidade ambiental sobre a prevalência da doença (Aguirre & Lutz, 2004; Jones *et al.*, 2016; Van Houtan *et al.*, 2010).

Estudos também correlacionam a alta frequência desta doença com uma dieta comprometida em áreas impactadas (Santos *et al.*, 2010). A restrição de itens na dieta das tartarugas em consequência do impacto ambiental traz limitações nutricionais ao indivíduo, gerando consequências como diminuição nas taxas de crescimento e maturação sexual. Além disso, é possível que haja déficit no sistema imunológico, pois algumas algas importantes para a dieta das tartarugas, produzem metabólitos secundários que desempenham papéis com efeito antitumoral (Barbier *et al.*, 2001), e antiviral (Santos *et al.*, 1999; Soares *et al.*, 2012) e sem estes, os indivíduos podem se tornar mais susceptíveis a doenças (Santos *et al.*, 2011; Sposato, 2014).

Apesar deste longo histórico de ameaças antrópicas, *Chelonia mydas* exerce um papel ecológico único, importante para a manutenção das áreas costeiras (Bjorndal, 1997). Desta forma, torna-se necessário a implementação e aplicação de estratégias para sua conservação, e consequentemente, a dos ecossistemas costeiros (Reddy *et al.*, 2001).

Uma das ferramentas utilizadas como estratégia de conservação da saúde das espécies e seus ecossistemas, é o uso de espécies sentinelas. O conceito de espécie sentinela pode ser usado para fornecer um sistema de alerta para uma determinada situação ambiental, que requer

maior monitoramento para remediação ou controle. Assim, uma espécie sentinela tem função de vigilante, pois indicará mudanças ou desequilíbrios nas condições de qualidade de seus habitats (Reddy *et al.*, 2001).

Diversos táxons marinhos são utilizados como sentinelas da qualidade ambiental (e.g.: ostras, crustáceos e moluscos). Bivalves por serem sedentários, concentram contaminantes em seus corpos que refletem a condição ambiental do local (Reddy *et al.*, 2001). De acordo com Reddy e colaboradores (2001), vertebrados marinhos também são bons indicadores de mudanças ambientais de médio a longo prazo, pois muitas espécies são de vida longa e geralmente ocupam altos níveis na cadeia alimentar. Diversos trabalhos abordam o uso desse grupo como sentinelas da qualidade ambiental, como as lontras marinhas (Jessup *et al.*, 2004), golfinho-nariz-de-garrafa (Wells *et al.*, 2004); aves marinhas (Furness & Camphuysen, 1997) e tartarugas marinhas (Domiciano *et al.*, 2017; Matiddi *et al.*, 2017).

De acordo com o que já foi explorado por Aguirre & Lutz (2004), a fidelidade de sítio pelas tartarugas verdes nas zonas costeiras faz desta espécie uma boa representante da saúde local de seus ecossistemas, além disso, são animais grandes, de vida longa, e operam na interface ar/água e, portanto, podem receber diversos encargos ambientais. Dessa forma, podemos utilizar as populações de tartarugas verdes como ferramenta para a conservação marinha, pois a mesma indicará a saúde ambiental como sentinela de seu habitat.

Adicionalmente, tartarugas marinhas possuem um alto apelo popular por representarem uma fauna carismática, sendo capazes de atrair a atenção de diferentes grupos sociais e aumentar a conscientização sobre os maus hábitos que afetam os ambientes marinhos (Reddy *et al.*, 2001). Portanto, tartarugas verdes podem servir não apenas como sentinelas, mas também como espécie bandeira para atrair a atenção pública (Caro & O'Doherty, 1999; Frazier, 2005).

A relação entre a degradação da região costeira com os parâmetros de saúde das populações de tartarugas verdes, além de ser importante para a sua conservação, embasa o uso dessa espécie como indicadora da qualidade ambiental dos habitats costeiros. Portanto, este trabalho objetivou: I) Avaliar o impacto da urbanização sobre populações de tartarugas verdes; II) Avaliar parâmetros da saúde dessas populações que possam ser utilizados para o uso dessa espécie como sentinela da qualidade ambiental.

II. Tartaruga verde (*Chelonia mydas*) como sentinela da degradação costeira

Abstract

The decline of green turtle (*Chelonia mydas*) populations, to the point that the species is considered "endangered" by the IUCN, results from decades of direct and indirect anthropogenic impacts. Present-day impacts appear particularly important for individuals in the juvenile stage that make intensive use of coastal regions where intense human activities have profoundly altered coastal ecosystems. Therefore, the objective of this work was to a) evaluate the impact of environmental degradation on green turtle populations in areas with different levels of urbanization in order to b) establish parameters to use this species in its juvenile phase as an indicator of degradation of coastal areas. Night-light data obtained by satellite imagery was used as a proxy for urbanization level in six non-urbanized to highly urbanized areas along the Brazilian coast. Green turtle health parameters (severity of fibropapillomatosis, diet and body condition) were extrated from a database of previously collected data. Multiple regression analysis revealed that health responds negatively to urbanization ($R^2 = 0.29$; $p < 0.01$), so that the more urbanized the area, the worse the body condition ($p < 0.01$), more severe the fibropapillomatosis ($p = 0.03$), and the lower the diversity of consumed items ($p = 0.04$). This significant response to local impacts indicates the potential use of green turtle as a sentinel of environmental quality. Habitat quality is quantifiable through the use of fibropapillomatosis severity scores and body conditions that are fast and easy to obtain and are strong indicators of green turtle health.

Keywords: Green turtle; Urbanization; Sentinel.

1. Introdução

Historicamente as áreas costeiras têm sido o ponto focal de concentração de seres humanos e de extração de recursos naturais (Lotze *et al.*, 2006). As transformações dos ecossistemas entre 1700 e 1800 foram mais lentas, porém a taxa de transformação aumentou rapidamente nos últimos 100 anos (Ellis *et al.*, 2010). Atualmente cerca de metade da população humana vive em regiões costeiras (Turner *et al.*, 1996). A urbanização dessas áreas é marcante. 60% das metrópoles com mais de 5 milhões de habitantes estão ali localizadas, incluindo 12 das 16 cidades com populações acima de 10 milhões de habitantes (IPCC, 2007). Deste modo, a maior parte das áreas costeiras está atualmente sujeita a diversos impactos antrópicos devido à urbanização, como por exemplo, poluição orgânica e inorgânica, pesca e introdução de espécies invasoras (Halpern *et al.*, 2008).

Apesar da clara degradação das regiões costeiras e o grande dano decorrente deste processo (Adger *et al.*, 2005; Jackson, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006), o impacto da perda e a modificação dos habitats não têm sido foco de estudo em ambientes marinhos como têm sido em ambientes terrestres (Airolidi *et al.*, 2008). Os impactos cumulativos sugerem uma rápida degradação costeira conduzida pela humanidade, pois pressionamos estes sistemas para longe de sua *baseline*, como sendo sistemas ricos, diversos e produtivos, onde sua recuperação se encontra em um longo e lento caminho (Lotze *et al.*, 2006).

A degradação das áreas marinhas costeiras leva a perdas substanciais nas áreas de berçários, alimentação e desenvolvimento de diversas espécies (Lotze *et al.*, 2006). Dentre elas, podemos destacar a tartaruga verde (*Chelonia mydas*), espécie globalmente ameaçada (Seminoff, 2004). A tartaruga verde é a espécie mais abundante dentre os mega-herbívoros costeiros (Arthur & Balazs, 2008), e de grande importância para a manutenção dos recifes de corais (Goatley *et al.*, 2012). Porém, a combinação de diversos impactos antrópicos em suas áreas de alimentação e nidificação causou um declínio vertiginoso em suas populações nas últimas décadas (Jackson, 1997). O desenvolvimento costeiro associado à pesca incidental são as principais ameaças à essa espécie (Humber *et al.*, 2011; Wallace *et al.*, 2011), e mesmo as populações em que tem se observado aumento no número de fêmeas nas áreas de desova ainda sofrem grandes taxas de mortalidade no estágio juvenil nas áreas de alimentação (Seminoff & Shanker, 2008). Indicadores que refletem as ameaças que sofrem nas zonas costeiras são, entre outros, a alta ingestão de resíduos antropogênicos em regiões altamente urbanizadas (Santos *et al.*, 2015a), a grande ocorrência da doença fibropapilomatose em áreas degradadas (Herbst, 1994) e a diminuição na diversidade da dieta, em decorrência do estresse ambiental que afeta as comunidades de macroalgas nas áreas de alimentação (Santos *et al.*, 2010, 2015a). Esses impactos cumulativos estão provocando profundos efeitos negativos sobre as tartarugas, afetando seu ciclo de vida, crescimento, sobrevivência e fecundidade (Worm *et al.*, 2006). Desta maneira, este trabalho objetivou avaliar a relação entre o nível de urbanização na costa brasileira com parâmetros de saúde das populações de tartarugas verdes, para o potencial uso dessa espécie como sentinela da degradação ambiental.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo e determinação do grau de urbanização

Foram selecionadas seis áreas na costa brasileira com diferentes níveis de urbanização, três áreas no Espírito Santo, uma em São Paulo e mais duas ilhas, uma oceânica (Fernando de Noronha) e outra na plataforma continental (Abrolhos) (Figura 2.1).



Figura 2.1 - Áreas de estudo das populações de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) na costa brasileira. 1: Fernando de Noronha – PE; 2: Abrolhos – BA; 3: Fundão – ES; 4: Vitória – ES; 5: Vila Velha – ES; 6: Ubatuba – SP.

Conhecer a intensidade da ocupação humana é extremamente importante para prever os impactos antrópicos. Portanto, para testar a influência da ocupação humana sobre as populações de tartarugas verdes ao longo da costa brasileira foi necessário identificar os níveis de urbanização para as seis áreas de alimentação estudadas. Uma forma eficiente para realizar esta estimativa é através do uso de imagens de satélite que captam a luz noturna. Assim, definimos neste estudo um *proxy* do grau de urbanização de cada área, utilizando dados de iluminação visível à noite (Night-light - NL) obtidas através de imagens de satélite com o sensor DMSP/OLS (Programa de Satélites Meteorológicos de Defesa/ Operational Linescan System).

O satélite capta imagens noturnas que possibilitam mapear a distribuição e intensidade luminosa das áreas ocupadas (Elvidge *et al.*, 2007). No Brasil, Amaral *et al.* (2001) e Kampel (2003) investigaram a presença e atividade humana na Amazônia por meio dessas imagens e consideraram que seu uso representa uma alternativa para o monitoramento de regiões em que os dados censitários são escassos e o trabalho de campo muito dispendioso (Amaral *et al.*, 2006). Dados de luz noturna podem superestimar a extensão espacial da ocupação urbana devido ao efeito de over-glow (Elvidge *et al.*, 1997) porém, apesar deste efeito, densidade populacional e luz noturna são altamente correlacionados (Ma *et al.*, 2012). Desta forma, optamos por utilizar o NL como *proxy* do grau de urbanização, pois esta é uma metodologia que está disponível para qualquer parte do globo, e que dispensa o uso dados censitários que poderiam estar indisponíveis em outras regiões.

Através da plataforma National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) obtivemos imagens da camada luz estabilizada obtidas pelo sensor DMSP/OLS, que capta apenas as luzes das cidades e de outros locais com iluminação persistente. Os valores variam entre 1 e 63 W/m² sendo atribuído o valor zero para áreas abaixo do limite de 1W/m². As praias onde as tartarugas verdes foram coletadas foram delimitadas manualmente utilizando o programa Google Earth Pro versão 7.3.0. Em volta do polígono geográfico definindo espacialmente para cada praia, foi gerado um buffer de 2 km, de forma que pudéssemos extrair os valores médios de luz noturna.

As localidades foram classificadas quanto ao seu grau de urbanização em quatro classes de intervalo de acordo com a intensidade luminosa detectada pelo sensor para pequenas escalas (Azevedo, 2013). Essas classes foram 1-7, 8-23, 24-39 e 40-63 W/m², e hipotetizando que a maior concentração de luzes corresponde a maior ocupação humana (Tabela 2.1; Azevedo, 2013).

Tabela 2.1 - Classificação da intensidade luminosa de acordo com Azevedo, 2013 - adaptado, para definição do grau de urbanização. Intervalo NL: escala de intensidade luminosa W/m².

Intervalo NL	Classe de NL	Grau de Urbanização
1-7	1	Não Urbanizado
8-23	2	Pouco Urbanizado
24-39	3	Moderadamente Urbanizado
40-63	4	Altamente Urbanizado

2.2. Avaliação da saúde

Utilizamos dados secundários de 311 indivíduos coletados pelas equipes do TAMAR/ICMBio, obtidos nos anos 2009 à 2014 em diferentes localidades da costa brasileira (Figura 2.1). Estes indivíduos foram encontrados encalhados mortos, exceto nas ilhas, onde ocorreu apenas capturas. Esses dados foram utilizados para avaliar qual a influência da urbanização sobre as populações de tartarugas verdes em cada área de estudo, e para isso, selecionamos parâmetros de saúde que podem estar associados aos impactos antrópicos. Avaliamos a magnitude de efeito da urbanização (i.e. NL) sobre três parâmetros de saúde através de um modelo de regressão linear múltipla. Os parâmetros de saúde foram: (1) condição corporal segundo Walsh (1999) (1: Normal; 2: Abaixo do peso; 3: Emaciado), (2) severidade de fibropapilomatose adaptado de Work & Balazs (1999) (0: FPS-0 ou Não Afetada; 1: FPS-1 ou Pouco Afetada; 2: FPS-2 ou Moderadamente Afetada; 3: FPS-3 ou Severamente Afetada) e (3) número de gêneros de macroalgas na dieta.

2.2.1. Biometria e necropsia

A necropsia e a biometria (peso em kg e comprimento curvilíneo da carapaça – CCC em cm) foram executadas por veterinário usando a metodologia padrão para tartarugas marinhas (Wyneken, 2001). Para uma avaliação mais precisa da causa de morte, apenas animais em que não foram detectados sinais de decomposição foram coletados. A condição corporal (CC) dos indivíduos foi avaliada de acordo com Walsh (1999), que categoriza o animal como normal, abaixo do peso ou emaciado, considerando o afundamento do plastrão, características dos olhos e a musculatura do pescoço e das nadadeiras. O Índice de Condição Corporal ($ICC \times 10^5$) foi calculado usando o índice de Fulton ($ICC = \text{peso} / \text{CCC}^3$), e foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (KW) para verificar se há diferença no Índice de Condição Corporal entre as populações das diferentes localidades.

2.2.2. Ingestão de resíduos antropogênicos

Para avaliação da ingestão dos resíduos antropogênicos todo o trato gastrointestinal (TGI) foi analisado, exceto nas tartarugas capturadas em Fernando de Noronha, Abrolhos e oito indivíduos em Vila Velha, pois nestas localidades apenas o conteúdo esofágico foi avaliado por lavagem de acordo com o método de Forbes & Limpus (1993). Todo resíduo encontrado foi lavado e seco em estufa a 60°C por 48 horas. Cada item foi classificado de acordo com o tipo

de material (e.g. plástico , borracha, nylon e cordas). A categoria “fragmento” foi utilizada quando não foi possível identificar o uso original do item. A frequência de ocorrência e o peso dos itens foram calculados para todas as categorias de material. Os itens de cada categoria foram pesados em balança digital, com precisão de 0,01 g. Todo item maior que 0,5 cm foi considerado um item individual e fragmentos menores que 0,5 cm foram considerados como gerados através da fragmentação de itens maiores já dentro do trato da tartaruga, portanto, foram incluídos apenas no peso total do material a que pertencem. Somente *pellets* de plástico, material para produção de objetos plásticos, foram considerados como sendo uma categoria individual apesar de seu tamanho ser menor que 5 mm.

O peso relativo de cada material foi calculado da seguinte forma:

$$\text{Peso (\%)} = \frac{\text{peso do material}}{\text{peso total dos materiais}} \times 100$$

Assim como o número de itens relativo foi calculado:

$$\text{Item (\%)} = \frac{\text{número de itens do material}}{\text{número total dos materiais}} \times 100$$

O teste de Kruskal-Wallis (KW) foi realizado para verificar se há diferença na quantidade de lixo ingerida pelas tartarugas dos diferentes ambientes.

2.2.3.Avaliação da dieta

Os itens alimentares provenientes do conteúdo esofágico dos indivíduos foram identificados até o menor grupo taxonômico possível com o uso de lupas, microscópios e chaves de identificação especializadas. Para cada táxon foi determinado o peso úmido (com precisão 0,1 g) e o peso relativo. Avaliamos as diferenças entre as localidades na composição das macrófitas ingeridas pelas tartarugas, através da análise de similaridade (ANOSIM), utilizando apenas táxons presentes no conteúdo esofágico.

2.2.4.Fibropapilomatose

A fibropapilomatose é um importante indicador da saúde de tartarugas, e para categorizar a severidade desta doença, realizamos dois métodos que geram um índice de severidade da FP. O primeiro foi o método clássico de Work & Balazs (1999), e o outro mais

recente foi desenvolvido por Rossi *et al.* (2016), que pode ser categorizado em três escores. Os métodos de cada índice estão descritos no Anexo I.

Para definir qual índice utilizar em nossas análises, realizamos a correlação de Pearson, utilizando o software RStudio versão 1.0.136, pelo pacote PerformanceAnalytics. Essa análise demonstrou que todos os índices são altamente correlacionados (Anexo II.I). Portanto, optamos por utilizar o método clássico de Work & Balazs (1999), pois fornece de forma simples e rápida o *status* de saúde do indivíduo através de quatro escores de severidade de FP, além de ser um método extensamente utilizado na literatura (Aguirre *et al.*, 2002; Chaloupka & Balazs, 2005).

Também foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) para avaliar as diferenças de quantidade dos tumores entre as localidades.

2.3. Modelo de resposta da espécie à urbanização

Para estabelecermos um parâmetro em que se possa utilizar *Chelonia mydas* como espécie sentinela da qualidade ambiental, avaliamos características da saúde das populações em locais com diferentes níveis de urbanização de acordo com o Nigth-light. Quando classificamos um local conforme o seu nível de urbanização, espera-se que o mesmo apresente impactos antrópicos proporcionais à sua classificação, ou seja, um local altamente urbanizado poderá apresentar maiores impactos em relação ao lixo no ambiente costeiro, alta taxa de contaminantes e efluentes domésticos, alteração na comunidade bentônica, entre outros aspectos.

Desta forma, para encontrar a melhor métrica do uso da tartaruga verde como sentinela da qualidade ambiental, selecionamos o conjunto de dados que engloba o número de gêneros na dieta de cada indivíduo, a condição corporal (CC) segundo Walsh (1999), e o escore de severidade de fibropilomatose (FPS). Esses parâmetros foram utilizados como variáveis preditoras da saúde das tartarugas em um modelo de regressão linear múltipla, com a finalidade de avaliar o efeito dessas em relação à variável resposta: Nigth-light, correspondente à urbanização.

Escolhemos a variável condição corporal para o modelo, pois é uma métrica facilmente obtida em campo através de uma simples inspeção visual e altamente correlacionado ao Índice de Condição Corporal (Thomson *et al.*, 2009), para o qual é necessário a obtenção do peso do indivíduo, podendo dificultar na logística de campo. Inserimos a variável número de gêneros

na dieta por ser um bom representante da dieta recente dos indivíduos (Nagaoka *et al.*, 2012), que demonstra a qualidade e diversidade da dieta das tartarugas em cada área.

Optamos por não inserir a variável ingestão de lixo, pois essa métrica não foi aferida para as tartarugas nas ilhas. Adicionalmente, apesar da ingestão de lixo por tartarugas marinhas ser um indicador válido no monitoramento de resíduos no ambiente marinho (Matiddi *et al.*, 2017), outros aspectos como presença de rios (Barnes *et al.*, 2009) e modo de forrageio da tartaruga (Santos *et al.*, 2015a) podem influenciar fortemente a ingestão desses resíduos, que não necessariamente provém da urbanização local (Andrades *et al.*, 2016).

Por fim, nosso modelo final será: $NL = f(CC + FPS + Dieta)$.

Para a execução do modelo, utilizamos o software RStudio versão 1.0.136. As variáveis preditoras foram padronizadas e o modelo foi gerado utilizando o pacote lme4. Para gerar o gráfico da magnitude de efeito das variáveis preditoras, utilizamos o pacote ggplot2. Todo o script está disponível no Anexo IV.

3. Resultados

3.1. Grau de urbanização

Através da extração de dados de NL para as localidades amostradas, conseguimos classificar as regiões de acordo com seu grau de urbanização, demonstrada na figura 2.2 A. O resultado do grau de urbanização pode ser comparável com os dados de densidade demográfica disponíveis pela plataforma do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) segundo o último censo realizado em 2010. De acordo com este censo demográfico, o município de Vitória é o mais populoso dentre as 6 localidades de estudo, apresentando 3338,3 hab/km², e foi o único município classificado como altamente urbanizado pela metodologia de NL. Em seguida está o município de Vila Velha, com 1973,59 hab/km². As regiões classificadas como pouco urbanizadas pelo NL apresentam as respectivas densidades demográficas: 154,55 hab/km² em Fernando de Noronha, 108,87 hab/km² em Ubatuba e 58,97 hab/km² em Fundão. As duas primeiras em especial estão contidas em áreas de proteção ambiental (APA), com mata verde preservada, o que influenciou os resultados de NL. Já em Abrolhos, que também está contida em uma APA, a densidade demográfica é mínima, menor que 2 hab/km², e foi classificada como não urbanizada de acordo com NL.

Dessa forma, observamos uma clara distinção entre as localidades amostradas em relação ao seu grau de urbanização, de forma que mesmo localidades relativamente próximas como as do Espírito Santo, possuem distintas classificações. A partir disso, assumimos que os impactos costeiros dessas localidades são distintos e que as populações de *Chelonia mydas* possivelmente responderam a essas diferenças, possibilitando seu uso como espécie sentinela.

3.2. Avaliação da saúde

3.2.1. Biometria e necropsia

Todos os 311 indivíduos foram considerados juvenis (CCC <100 cm). Houve diferença significativa de ICC entre as localidades de estudo (KW; $p < 0,05$). Adicionalmente, na região altamente urbanizada (Vitória), 32,8% das tartarugas estão com condição corporal emaciado. Em contrapartida, as localidades com menor grau de urbanização possuem cerca de 80 à 100% de tartarugas com condição corporal normal, sendo exceção Ubatuba com 43% (Figura 2.2 B). Os resultados da biometria estão representados na tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Resultados de biometria dos indivíduos de tartaruga verde em cada localidade. CCC (cm), Peso (kg), Índice de Condição Corporal (ICC) estão representados por média, com seus respectivos desvios padrão (\pm DP); * = dado não disponível.

	Localidade	N	CCC \pm DP	Peso \pm DP	ICC \pm DP
1	Fernando de Noronha – PE	19	51,8 \pm 13,4	*	*
2	Abrolhos – BA	25	53,0 \pm 13,1	16,9 \pm 12,0	10,7 \pm 2,3
3	Fundão – ES	51	36,2 \pm 4,2	4,9 \pm 2,0	10,1 \pm 1,6
4	Vitória – ES	174	38,7 \pm 6,2	6,4 \pm 4,3	10,0 \pm 2,1
5	Vila Velha – ES	28	37,1 \pm 5,9	7,5 \pm 6,0	12,7 \pm 5,7
6	Ubatuba – SP	14	40,5 \pm 7,5	7,2 \pm 3,7	10,3 \pm 2,3
	Total	311	40,1 \pm 8,9	7,1 \pm 5,9	10,2 \pm 2,5

3.2.2. Ingestão de resíduos antropogênicos

Das 193 tartarugas com trato gastrointestinal (TGI) avaliado, 120 (62,2%) ingeriram lixo. Ao todo foram 3695 itens ingeridos, com média de 32,1 itens por indivíduo (DP: 75,9; min - max: 1 - 511). O peso total dos itens foi de 209,7g, com peso médio 1,8 g por indivíduo (DP: 5,9; min - max: <0,01 – 39,5). A figura 2.2 C apresenta as médias dos resultados de ingestão de resíduo por área de estudo.

A frequência de ingestão dos resíduos antrópicos manteve-se alta independentemente do nível de urbanização do local, onde mais de 50% das tartarugas em todas as áreas foram registradas com presença de resíduos antrópicos em seu TGI. Porém, obtivemos diferenças em relação à quantidade de lixo ingerido por tartaruga, de forma que na área mais urbanizada, o peso médio de resíduos ingeridos foi cerca de três vezes maior do que nas regiões menos urbanizadas, entretanto, essa diferença não foi significativa (KW: $p = 0,105$). A região de Ubatuba se destacou por registrar a presença de lixo em 100% das tartarugas, com uma elevada quantidade de itens ingeridos (38,7 itens/tartaruga). A maior parte dos resíduos ingeridos eram de origem terrestre (87,6%), e os que foram considerados de origem marinha eram itens relacionados à atividade de pesca, como *nylon* e cordas. Em todas as áreas de estudo, o material mais ingerido foi o plástico (Anexo II.II), ocorrendo em 76,1% das tartarugas, e representando mais de 88% do peso total do lixo ingerido. Os resultados de ingestão de lixo estão apresentados no anexo III.I.

3.2.3.Avaliação da dieta

As tartarugas se alimentaram majoritariamente de macroalgas, fazendo uso de 59 gêneros de macrófitas. Os resultados dos componentes alimentares estão disponíveis no anexo III.II. Foram encontrados traços de angiosperma marinha (*Halodule wrightii*) em 25 indivíduos, dos quais 19 são de Abrolhos, compondo 53,4% da dieta desses indivíduos. Independente da região, as tartarugas apresentam uma dieta clássica composta de macrófitas bentônicas, sendo moldadas principalmente por itens dos filos Chlorophyta e Rhodophyta (Anexo III.II). Entretanto, a composição da dieta foi significativamente diferente entre os locais (ANOSIM; $R: 0,388$; $p: 0,0001$), onde principalmente na região mais urbanizada, a riqueza de gêneros na dieta cai para menos da metade em relação às outras regiões (Figura 2.2 D), em que a maior parte da biomassa da dieta dessas tartarugas (82,2%) é composta por apenas um gênero do filo Chlorophyta (*Ulva*).

3.2.4.Fibropapilomatose

De 311 indivíduos, 102 apresentaram tumores (32,8%), com média de 40,2 tumores por tartaruga (DP: 25,5; min-máx: 1-108). A maior prevalência de FP ocorreu nas áreas costeiras (36,3%). Cerca de 89% das tartarugas nas ilhas não apresentaram tumores, encontrados em apenas 5 tartarugas em Abrolhos, e nenhuma em Fernando de Noronha.

Pela análise de similaridade ANOSIM, observamos diferença significativa no tamanho dos tumores das tartarugas entre as localidades (R: 0,214; p: 0,0004), assim como o número total de tumores (R: 0,164; p: 0,004). Quando avaliamos as localidades extremas em relação ao nível de urbanização (Vitória e Abrolhos), também notamos diferença significativa quanto ao número de tumores por tartaruga (R: 0,573; p: 0,001), em que na localidade altamente urbanizada temos cerca de 4 vezes mais tumores por tartaruga do que a não urbanizada (Figura 2.2 E).

Em relação aos escores de severidade da FP (FPS), foram avaliados 305 indivíduos. Entre as tartarugas afetadas nas regiões costeiras, 49,5% possuíam FPS-3, enquanto FPS-2 e FPS-1 foram 44% e 6,6% respectivamente. Destacamos que a região altamente urbanizada apresentou uma alta frequência de FPS-3, com mais da metade dos indivíduos severamente afetados (54,9%), assim como Ubatuba (66,7%) (Figura 2.2 F).

Observamos diferenças de manifestação da doença em tartarugas de áreas relativamente próximas com diferentes níveis de urbanização, como Vitória e Vila Velha (ANOSIM; R: 0,193; p: 0,006). Porém, não observamos diferença entre áreas com níveis parecidos de urbanização (Fundão e Vila Velha) (R: 0,1; p: 0,232). Considerando a manifestação mais severa da doença, observamos que em áreas menos urbanizadas (1, 2, 3) temos uma frequência de FPS-3 muito baixa em relação à área altamente urbanizada (0 – 33,3%).

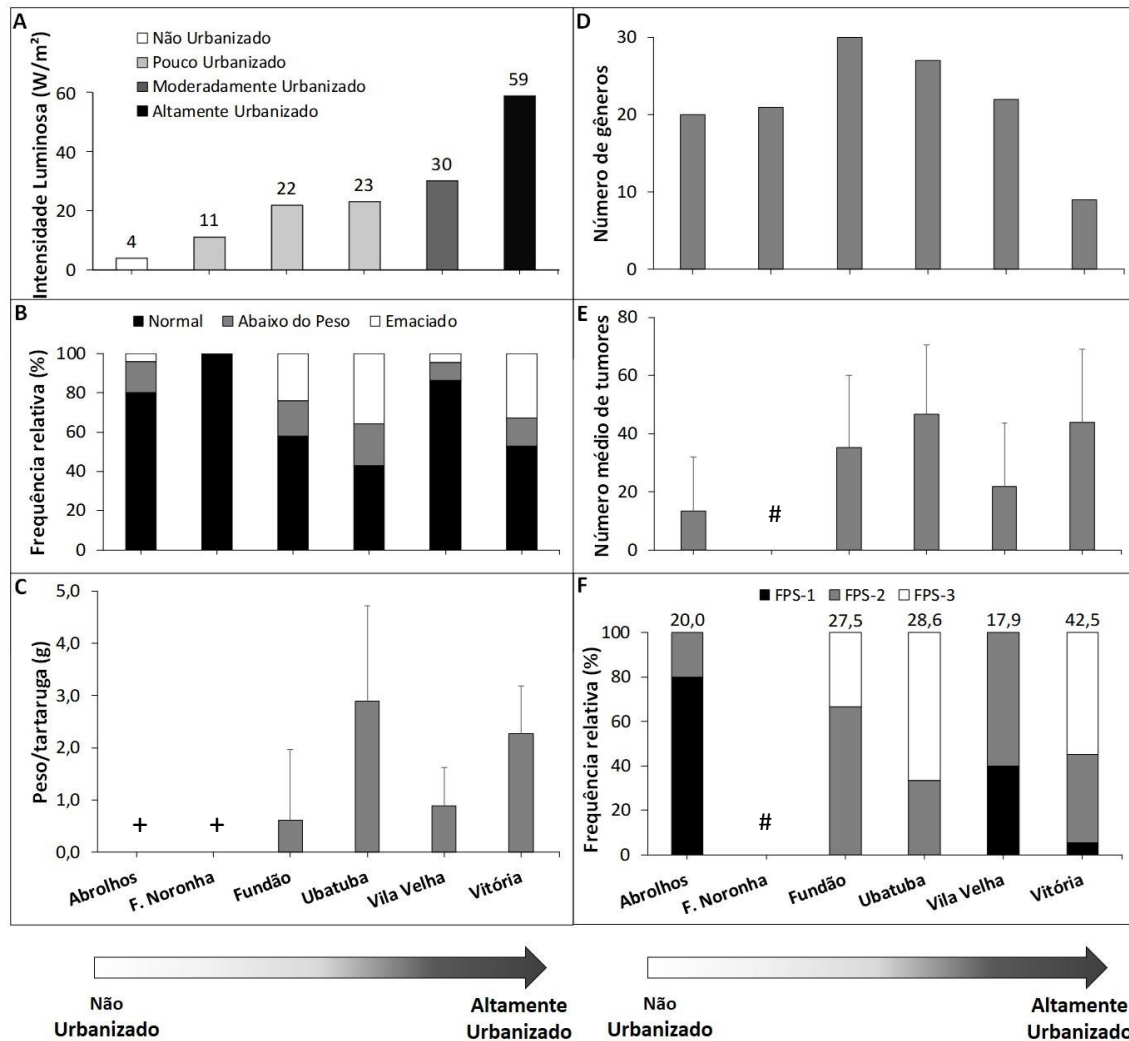


Figura 2.2 - Parâmetros de saúde de tartaruga verde (*Chelonia mydas*) em relação ao grau de urbanização (e.i.: Night light) nas áreas de estudo. O eixo horizontal está organizado em ordem crescente de urbanização das áreas da esquerda para direita. A: Classificação do grau de urbanização em relação às classes de intensidade luminosa (Night-light W/m²) baseado em Azevedo, 2013, variando de não urbanizado à altamente urbanizado. B: Frequência relativa da condição corporal dos indivíduos de tartarugas verdes, de acordo com Walsh, 1999. C: Peso médio dos resíduos antrópicos ingeridos por tartaruga (g), com respectivo erro padrão. D: Riqueza de gêneros de macrófitas encontrados na dieta das tartarugas. E: Média do número de tumores de fibropapilomatose por indivíduo, com respectivo desvio padrão. F: Frequência relativa do escore de severidade de fibropapilomatose dos indivíduos de tartarugas verdes, de acordo com Work & Balazs, 1999. Acima das barras está a frequência de tartarugas afetadas pelo tumor. FPS-1: levemente afetada; FPS-2: moderadamente afetada; FPS-3: severamente afetada. # = não foram encontradas tartarugas com tumores nesta localidade. + = sem dados.

3.3. Modelo de resposta da espécie à urbanização

Para analisar os parâmetros do uso das tartarugas verdes como sentinela da qualidade ambiental, selecionamos as 109 tartarugas oriundas das seis localidades que possuem dados completos de condição corporal (CC), severidade de fibropapilomatose (FPS) e dieta.

A relação entre urbanização (NL) e a saúde das tartarugas verdes (CC, FPS e Dieta) foi analisada através da regressão linear múltipla, resultando na função a seguir: $NL = 24,857 +$

$9,158 \times \text{CC} + 3,422 \times \text{FPS} - 3,258 \times \text{Dieta}$ ($R^2 = 0,29$; $p < 0,01$) (Figura 2.3). Simplificamos este resultado para obter a seguinte função do modelo: $\text{NL} = 25 + 9 \times \text{CC} + 3 \times \text{FPS} - 3 \times \text{Dieta}$. Nosso modelo demonstra que todas as variáveis preditoras estão significativamente correlacionadas ao NL, demonstrando que há uma resposta significativa ($p < 0,01$) da saúde das populações de *Chelonia mydas* quanto ao nível de urbanização de suas áreas de forrageio.

Tanto a CC ($p < 0,01$) quanto FPS ($p = 0,03$) foram positivamente correlacionados, pois quanto maior a classificação de CC e FPS, pior é a saúde do animal, pois mais impactado é o ambiente. Já a Dieta ($p = 0,04$) está negativamente correlacionada, pois quanto mais impactado é o ambiente, menor o número de gêneros de macrófitas na dieta.

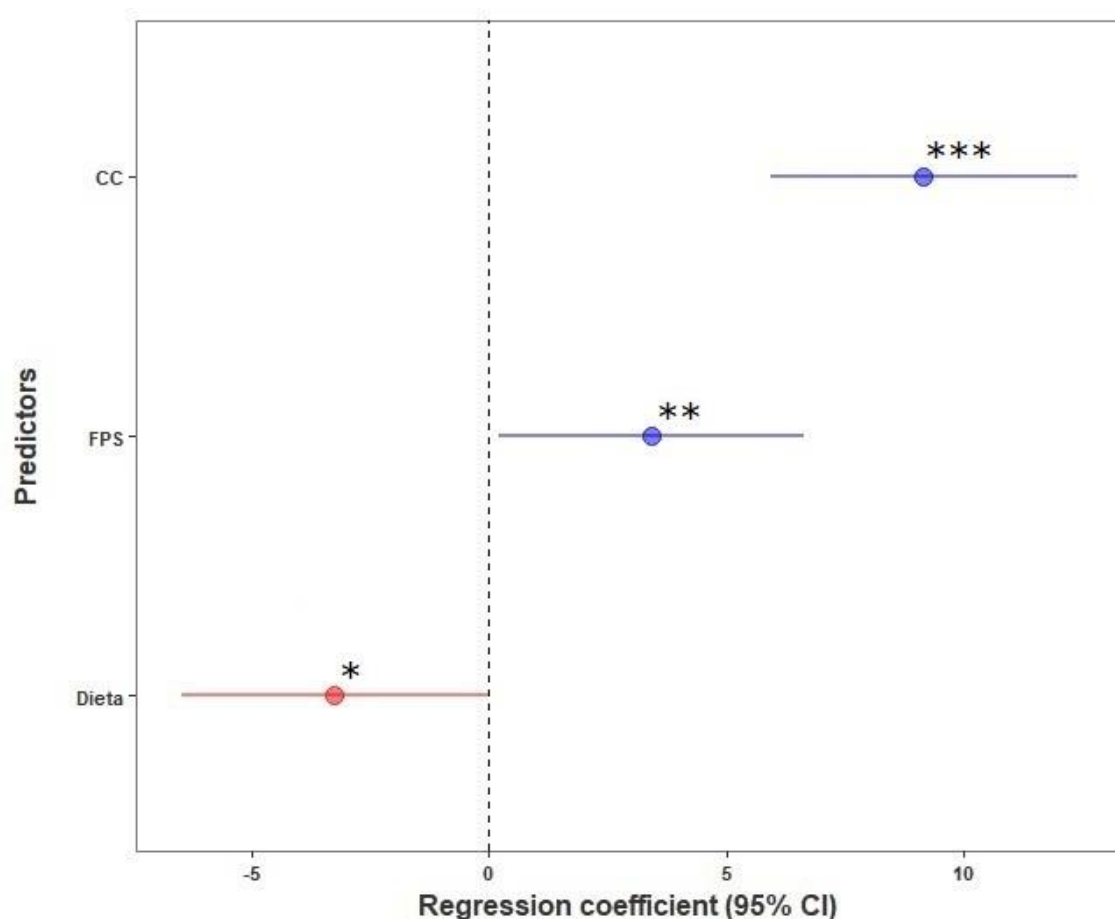


Figura 2.3 - Magnitude de efeito da urbanização sobre as variáveis preditoras da saúde dos indivíduos de *Chelonia mydas*. CC: condição corporal 1 (Normal) / 2 (Abaixo do peso) / 3 (Emaciado); FPS: severidade de fibropapilomatose 0 (não afetada) / 1 (levemente afetada) / 2 (moderadamente afetada) / 3 (severamente afetada); Dieta: número de gêneros da dieta encontrados no esôfago dos indivíduos. N = 109. Símbolo vermelho = variável negativamente correlacionada; Símbolo azul = variável positivamente correlacionada. “***” $p < 0,01$; “**” $p = 0,03$; “*” $p = 0,04$.

4. Discussão

4.1. Ingestão de resíduos antropogênicos

Nossos resultados corroboram com o que é estabelecido na literatura em relação à alta taxa de ingestão de resíduos antropogênicos em diversas espécies no mundo (Li *et al.*, 2016), e pela tartaruga verde no Brasil, onde 70% apresentam registros de ingestão de resíduos plásticos (Santos *et al.*, 2015a). A alta frequência de ingestão de plástico pelas tartarugas verdes vêm sendo relatada em diversos trabalhos (Schuyler *et al.*, 2014), e já foi constatada por Santos e colaboradores (2015a) que uma pequena quantidade de lixo já é o suficiente para provocar a morte de um indivíduo. Além disso, o autor discute que a morte por ingestão de resíduos antropogênicos é um processo crônico, onde seu potencial de letalidade é muito maior do que a mortalidade observada.

Neste trabalho mostramos que mesmo em áreas pouco urbanizadas, a frequência e quantidade de ingestão de lixo pelas tartarugas pode ser alta. Essa alta ingestão de lixo pode ser explicada por fatores dissociados à urbanização, como o carreamento de lixo por rios e correntes, onde mesmo em áreas remotas pode ser encontrado resíduos plásticos (McDermid & McMullen, 2004). Os rios têm um importante papel no aporte de lixo terrestre no ambiente marinho (Barnes *et al.*, 2009; Derraik, 2002; Gregory, 1991; Pruter, 1987). Dessa forma, constatamos a importância de investigar qual a fonte do aporte de lixo no ambiente marinho, pois nem sempre uma região com maior aporte de lixo nos oceanos é uma região altamente urbanizada. Este dado também foi apresentado por Andrades *et al.* (2016), onde em uma praia pouco urbanizada com a presença de rio, a quantidade de lixo na praia foi maior que na região altamente urbanizada. Portanto, avaliar apenas a ingestão de lixo como indicador de urbanização, pode trazer resultados que não condizem com a urbanização do local avaliado, pois resíduos plásticos são onipresentes (Wilcox *et al.*, 2015), sendo altamente dispersantes devido a suas características como leveza e durabilidade, podendo alcançar áreas pristinas.

Entretanto, observamos diferenças na quantidade de lixo ingerida, visto que a distribuição dos resíduos no globo não é uniforme (Barnes, 2002). Dessa forma, mesmo que haja exceções, onde localidades pouco urbanizadas apresentem altas taxas de ingestão de lixo, áreas altamente urbanizadas tendem a ter grande quantidade de lixo ingerida, pois grandes centros urbanos são uma das principais fontes produtoras de lixo (Barnes *et al.*, 2009). Assim, destacamos a importância de investigar a fonte poluidora desses resíduos no ambiente marinho,

para distinguir a causa da alta ingestão de lixo: por urbanização de fato ou por alta influência de rios e correntes (Pruter, 1987).

4.2. Dieta

Espécies de algas verdes e vermelhas dominaram a dieta das tartarugas verdes, com destaque para os gêneros *Ulva* e *Gelidium*, corroborando vários trabalhos publicados, que demonstram a predominância de macroalgas na dieta dessa espécie (Arthur & Balazs, 2008; Santos *et al.*, 2011; 2015b; Seminoff *et al.*, 2002), onde itens do filo Rhodophyta são os mais encontrados. Porém, existem algumas diferenças na composição da dieta das tartarugas que forrageiam em locais com distintos níveis de urbanização. Estas diferenças podem ser causadas por diversos fatores que influenciam a composição de macroalgas nos locais, como natureza do substrato rochoso, temperatura e turbidez da água, hidrodinâmica e agentes poluidores (Sfriso *et al.*, 2009). Além desses fatores, existem diferenças latitudinais na riqueza e abundância de macroalgas, de forma que a costa brasileira foi dividida em províncias ficogeográficas (Horta *et al.*, 2001). A província tropical, localizada no litoral nordeste, apresenta uma composição de macroalgas menos abundante. A província temperada quente, localizada do Rio de Janeiro ao extremo sul do país, é relativamente mais rica em macroalgas quando comparada à província tropical. A zona de transição está localizada entre estas 2 macrorregiões, que é representada pelo estado do Espírito Santo, considerado uma das regiões de maior riqueza para a flora de macroalgas ao longo a costa brasileira (Figueiredo *et al.*, 2008). Portanto, a variação do local desempenha um papel importante na composição da dieta de tartarugas verdes (Santos *et al.*, 2015b).

Encontramos diferenças na dieta de tartarugas que forrageiam em áreas dentro da mesma província ficogeográfica (Figura 2.2 D). A área mais urbanizada em nosso estudo está localizada na zona transição. Devido a isto, esperava-se maior riqueza de espécies em comparação com localidades de outras zonas ficogeográficas, como as ilhas, além de uma riqueza semelhante com áreas da mesma província. Isto não ocorreu em Vitória, pois a riqueza de macroalgas na dieta foi a menor entre todas as áreas de estudo da mesma província ficogeográfica. Este resultado provavelmente se deve ao grande impacto antrópico que atinge a comunidade bentônica nessa área, pois recebe a descarga final do tratamento de esgoto do município, além disso, o esgoto *in natura* dos bairros mais humildes é descartado ao redor do canal (Grillo *et al.*, 2013).

Impactos da urbanização prejudicam a comunidade bentônica, pois macroalgas são organismos sensíveis às mudanças ambientais, sendo considerados organismos bioindicadores (Orfanidis *et al.*, 2001). Qualquer alteração no ambiente influencia diretamente na sua biodiversidade (Díez *et al.*, 1999). Sedimentação, turbidez, poluição por esgotos e compostos tóxicos são fatores desestabilizadores para as macroalgas, de forma que essas comunidades respondem simplificando suas estruturas, por meio da diminuição da riqueza e abundância das espécies (Brown *et al.*, 1990; Gorostiaga & Díez, 1996; Murray & Littler, 1977, 1978) e no estabelecimento de espécies resistentes que impedirão o desenvolvimento de outras (Díez *et al.*, 1999; 2012; Horta *et al.*, 2008; Simboursa *et al.*, 1995). Portanto, alterações ambientais irão moldar a composição da cobertura bentônica, e consequentemente a oferta de táxons para as espécies herbívoras, como a tartaruga verde. Observamos que na áreas mais urbanizadas, a dieta se mostrou menos diversa, dominada por apenas o gênero *Ulva* (Anexo III.II), que é um importante bioindicador de áreas degradadas (Orfanidis *et al.*, 2001). Já tartarugas que forrageiam em áreas pouco urbanizadas, apresentaram grande diversidade na composição da dieta, corroborando a literatura (André *et al.*, 2005; Fuentes *et al.*, 2006; Nagaoka *et al.*, 2012).

Esta diferença na dieta das tartarugas de acordo com a urbanização do local pode trazer prejuízos nutricionais a estas populações, pois a restrição de itens na dieta pode gerar uma restrição nutricional, tendo como consequência a diminuição nas taxas de crescimento e maturação sexual (Bjorndal, 1980), pois tartarugas verdes necessitam adquirir um balanço adequado de nutrientes (Bjorndal, 1997). Estudos mostram que a baixa ingestão de proteína é responsável pelas taxas de crescimento extremamente lentas em tartarugas verdes no Havaí (Balazs, 1979) e Austrália (Limpus, 1979), em comparação com tartarugas criadas em cativeiro, que possuem uma dieta rica em proteína (Bjorndal, 1980; Caldwell, 1962). Essa restrição na dieta em áreas impactadas também gera déficit no sistema imunológico, pois algumas algas produzem metabólitos secundários que desempenham papéis farmacológicos, como antibacteriano (Vairappan, 2003), antiviral (Santos *et al.*, 1999; Soares *et al.*, 2012), antifúngico (Oliveira *et al.*, 2008) e antitumoral (Barbier *et al.*, 2001). Esse déficit no sistema imunológico pode tornar os indivíduos mais susceptíveis a doenças como fibropapilomatose (Santos *et al.*, 2011; Sposato, 2014).

4.3. Fibropapilomatose

A alta prevalência de FP nas tartarugas marinhas está correlacionada com sua residência em áreas degradadas, indicando que existe uma influência da qualidade ambiental sobre a

prevalência da doença (Aguirre & Lutz, 2004; Jones *et al.*, 2016; Van Houtan *et al.*, 2010). Herbst (1994) mostra correlação positiva entre a prevalência de FP em populações de tartarugas verdes próximas a regiões associadas à agricultura, indústrias e desenvolvimento urbano, e Santos *et al.* (2010) relatam diferenças no grau de severidade entre populações de localidades próximas, porém com o *status* de qualidade ambiental distintos, onde a maior proporção do grau mais severo da doença (FPS-3) se encontra no local mais impactado. Nosso estudo também demonstra essa relação, onde na área mais urbanizada/impactada ocorre a maior prevalência e severidade de FP, portanto vemos que a relação entre a FP e a qualidade ambiental torna-se cada vez mais clara, reforçando o uso da FP como indicador de qualidade ambiental, conforme sugerido por Aguirre & Lutz (2004).

Observamos nas ilhas, baixa prevalência de FP, onde apenas 5/44 foram afetadas pela doença, apresentando predominantemente o grau mais brando (FPS-1). Esta relação pode ser explicada pelo fato dessas tartarugas estarem explorando áreas com menos impacto antrópico em relação aos centros urbanos. Adicionalmente na costa brasileira, as áreas classificadas como pouco e moderadamente urbanizadas também apresentaram alta frequência (> 70%) de tartarugas não afetadas (FPS-0). Essas evidências deixam cada vez mais clara a relação entre a fibropapilomatose e a qualidade ambiental, onde em locais altamente antropizados, a doença se manifesta em abundância e evolui rapidamente para um quadro mais grave, como demonstrado através de capturas-recapturas (Santos *et al.*, 2010).

Tartarugas verdes desenvolvem tumores de fibropapilomatose apenas depois de recrutarem aos ambientes costeiros (Ene *et al.*, 2005; Van Houtan *et al.*, 2010), evidenciado pela correlação entre tamanho da tartaruga e ocorrência da FP, havendo um aumento na prevalência da doença com tamanho da tartaruga, atingindo um pico e posterior regressão (Baptistotte, 2007; Santos *et al.*, 2010; Van Houtan *et al.*, 2010). Esse aumento na ocorrência de tumores em tartarugas juvenis pode estar associado a sua exposição aos fatores que desencadeiam a doença, nos ambientes costeiros antropizados. Adicionalmente, revisões da literatura sugerem que a prevalência e severidade de fibropapilomatose pode variar mesmo entre as localidades extremamente próximas (Herbst, 1994; Santos *et al.*, 2010), reforçando que essas tartarugas possuem fidelidade às suas áreas de alimentação, pois tartarugas expostas a ambientes com diferentes níveis de antropização apresentam diferenças na manifestação da doença, de forma que uma exposição prolongada em áreas costeiras mais impactadas contribui para uma maior prevalência e desenvolvimento da doença, fazendo da fibropapilomatose um ótimo bioindicador de qualidade ambiental.

4.4. *Chelonia mydas* como sentinela da qualidade ambiental

Como vimos, tartarugas verdes são excelentes sentinelas da qualidade ambiental. Além de cada parâmetro da saúde dessa espécie responder individualmente a diferentes localidades, também demonstramos através do modelo de regressão linear múltipla a interação entre estas variáveis/parâmetros com distintos níveis de urbanização. Assim, podemos prever de forma geral que em áreas altamente urbanizadas, a condição corpórea será pior, mais severo será o quadro da fibropapilomatose e menos diversa será a dieta desses indivíduos (Figura 2.3).

A condição corporal apresentou maior significância dentre as variáveis analisadas. De forma geral, podemos esperar que populações associadas a áreas degradadas tenham sua aptidão física alterada, pois a condição corporal de um indivíduo pode ter um impacto profundo nas decisões comportamentais e processos fisiológicos (Thomson *et al.*, 2009). A relação entre condição corporal e degradação ambiental vêm sendo relatada na literatura (Santos *et al.*, 2010; Work *et al.*, 2004). Santos e colaboradores (2015a) avaliaram a causa de morte de tartarugas verdes e obtiveram o resultado que os animais que morrem devido à ingestão de lixo foram classificados com condição corporal abaixo do peso ou emaciado. Dessa forma, apesar de não avaliarmos no modelo a ingestão de lixo devido a diferenças metodológicas, podemos prever essa relação, em que áreas mais impactadas a condição corporal das tartarugas será pior devido a alta frequência de ingestão de lixo, que compromete a absorção de nutrientes e taxa de crescimento (Bjorndal *et al.*, 1994; Gregory, 2009). A dieta desses indivíduos também responde ao grau de urbanização. Já se sabe que comunidades de macroalgas são sensíveis às mudanças causadas pela antropização (Ortega, 2000), de forma que qualquer impacto ambiental tem o potencial de alterar a estrutura dessas comunidades (Orfanidis *et al.*, 2001).

Devido a esses impactos, a disponibilidade dos recursos alimentares para as tartarugas pode variar de acordo com o grau de impacto nas áreas de forrageamento. Por exemplo, em um ambiente exposto à poluição com efluentes domésticos e industriais, as espécies mais vulneráveis tenderão a desaparecer e darão espaço ao crescimento de espécies mais tolerantes (Eriksson *et al.*, 2002; Karez *et al.*, 2004), com o crescimento excessivo de algas verdes (Fletcher, 1996). Além dessa predominância de espécies resistentes, ambientes impactados apresentam uma clara diminuição na riqueza de macroalgas (Golubic, 1970; Murray *et al.*, 1999). Portugal *et al.* (2016) e Carvalho (2013) demonstram que em áreas altamente urbanizadas, a riqueza de espécies é significativamente menor do que em áreas não urbanizadas, evidenciando a presença de poluição (Díez *et al.*, 1999). Portanto, mesmo que tartarugas verdes

apresentem preferência alimentar (Fuentes *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2011), a riqueza da dieta vai variar dependendo do nível de urbanização da área de forrageamento, comprometendo assim a saúde desses animais com limitações nutricionais, como discutimos anteriormente.

O escore de severidade de fibropapilomatose (FPS) mostrou relação quanto ao nível de urbanização, onde em áreas mais urbanizadas espera-se encontrar populações com um quadro mais avançado da doença (FPS-3), e em áreas menos urbanizadas espera-se encontrar populações com o quadro mais brando (FPS-1) ou não afetadas (FPS-0). Com base no resultado do modelo e com as diferenças geográficas da manifestação de FPS encontradas na literatura (Herbst, 1994; Santos *et al.*, 2010), notamos que tartarugas verdes são especialmente vulneráveis à saúde ambiental de seus locais de forrageamento.

Já é sugerido na literatura o uso da fibropapilomatose como ferramenta para indicar condições ambientais de uma área específica (Aguirre & Lutz, 2004) devido a diferenças de manifestação da doença em localidades relativamente próximas (Herbst, 1994). Neste estudo, nós destacamos o uso da FPS para avaliar a condição de saúde das tartarugas em resposta à degradação costeira, pois em locais altamente antropizados, há maiores registros da doença, em que quanto mais tempo o indivíduo estiver exposto aos fatores que desencadeiam a doença, rapidamente seu quadro se tornará mais grave (Santos *et al.*, 2010). Adicionalmente, o escore de fibropapilomatose é uma boa ferramenta para o uso da tartaruga verde como sentinela, pois indica o *status* de saúde do indivíduo através de quatro escores de severidade, além de ser extensamente utilizado na literatura e de fácil obtenção (Aguirre *et al.*, 2002; Chaloupka & Balazs, 2005; Rossi *et al.*, 2016; Work & Balazs, 1999). Dessa forma, a manifestação de FPS pode ser utilizada durante rápidas avaliações para fornecer informações sobre as condições ambientais de uma área.

5. Considerações Finais

Diante das evidências apresentadas, percebemos o importante papel de *Chelonia mydas* com indicadora da qualidade ambiental, de modo a monitorar a saúde dos ambientes costeiros, onde é possível detectar, acompanhar e prever a evolução das variáveis indicadoras da saúde dessa espécie. E desta forma, avaliar como e onde os recursos devem ser utilizados para implementação de políticas públicas para preservação dessa espécie e seu habitat.

Destacamos o uso de FPS para avaliar a saúde das tartarugas em relação à qualidade ambiental, visto que a manifestação da doença é altamente correlacionada com o grau de urbanização nas zonas costeiras, pois quanto maior é o grau de urbanização, mais severo será o

quadro da doença. Assim podemos explorar potenciais áreas degradadas para implementação de medidas de conservação.

Adicionalmente, trazemos a importância do uso de dados secundários para extrair importantes informações para a conservação dessa espécie e dos ambientes costeiros, onde o uso do FPS pode ser facilmente aferido em campo e com baixo custo, podendo ser aplicada em qualquer parte do globo.

6. Referências Bibliográficas

- Adger, W. N., Hughes, T. P., Folke, C., Carpenter, S. R., & Rockström, J. (2005). Social-ecological resilience to coastal disasters. **Science**, 309(5737), 1036-1039.
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Spraker, T. R., Murakawa, S. K., & Zimmerman, B. (2002). Pathology of oropharyngeal fibropapillomatosis in green turtles *Chelonia mydas*. **Journal of aquatic animal health**, 14(4), 298-304.
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Zimmerman, B., & Galey, F. D. (1994). Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian islands. **Marine pollution bulletin**, 28(2), 109-114.
- Aguirre, A. A., & Lutz, P. L. (2004). Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator?. **EcoHealth**, 1(3), 275-283.
- Airolidi, L., Balata, D., & Beck, M. W. (2008). The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 366(1-2), 8-15.
- Amaral, S., Câmara, G., Monteiro, A. M. V., Elvidge, C. D., & Quintanilha, J. A. (2001). Assessing Nighttime DMSP/OLS Data for Detection of Human Settlements in the Brazilian Amazonia. **Anais X SBSR**, Foz do Iguaçu, 21-26 abril, INPE, Sessão técnica Oral, 895-903.
- Amaral, S., Monteiro, A. M., Câmara, G., & Quintanilha, J. A. (2006). DMSP/OLS night-time light imagery for urban population estimates in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, 27(05), 855-870.
- Andrades, R., Martins, A. S., Fardim, L. M., Ferreira, J. S., & Santos, R. G. (2016). Origin of marine debris is related to disposable packs of ultra-processed food. **Marine pollution bulletin**, 109(1), 192-195.

- André, J., Gyuris, E., & Lawler, I. R. (2005). Comparison of the diets of sympatric dugongs and green turtles on the Orman Reefs, Torres Strait, Australia. **Wildlife Research**, 32(1), 53-62.
- Arthur, K. E., & Balazs, G. H. (2008). A comparison of immature green turtle (*Chelonia mydas*) diets among seven sites in the main Hawaiian Islands. **Pacific Science**, 62(2), 205-217.
- Azevedo, M. C. X. (2013). **Mapeamento da poluição luminosa do bioma cerrado**. (Masters dissertation, Universidade Federal de Goiás).
- Balazs, G. H. (1979). Growth, food sources and migrations of immature Hawaiian Chelonia. **Marine Turtle Newsletter**, 10, 1-3.
- Baptistotte, C. (2007). Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- Barbier, P., Guise, S., Huitorel, P., Amade, P., Pesando, D., Briand, C., & Peyrot, V. (2001). Caulerpenyne from *Caulerpa taxifolia* has an antiproliferative activity on tumor cell line SK-N-SH and modifies the microtubule network. **Life Sciences**, 70(4), 415-429.
- Barnes, D. K. (2002). Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. **Nature**, 416(6883), 808.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 364(1526), 1985-1998.
- Bjorndal, K. A. (1980). Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. **Marine Biology**, 56(2), 147-154.
- Bjorndal, K. A. (1997). Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: P. L. Lutz & J. A. Musick, (Eds.) **The biology of sea turtles**, Boca Raton: CRC Press, Boca Raton, Fla. (1), 199-231.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., & Lagueux, C. J. (1994). Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. **Marine pollution bulletin**, 28(3), 154-158.
- Brown, V. B., Davies, S. A., & Synnot, R. N. (1990). Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schanck, Victoria, Australia. **Botanica Marina**, 33(1), 85-98.
- Caldwell, D. K. (1962). Growth measurements of young captive Atlantic sea turtles in temperate waters. **Los Angeles County Museum**.
- Carvalho, V. F. D. (2013). **Avaliação dos impactos da urbanização sobre as comunidades de macroalgas bentônicas no litoral do Espírito Santo, Brasil**. (Masters dissertation, Universidade Federal Rural de Pernambuco).

- Chaloupka, M., & Balazs, G. (2005). Modelling the effect of fibropapilloma disease on the somatic growth dynamics of Hawaiian green sea turtles. **Marine Biology**, 147(5), 1251-1260.
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine pollution bulletin**, 44(9), 842-852.
- Díez, I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Muguerza, N., Borja, A., ... & Gorostiaga, J. M. (2012). Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. **Ecological indicators**, 12(1), 58-71.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., & Gorostiaga, J. M. (1999). Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. **Marine pollution bulletin**, 38(6), 463-472.
- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global ecology and biogeography**, 19(5), 589-606.
- Elvidge, C. D., Baugh, K. E., Kihn, E. A., Kroehl, H. W., & Davis, E. R. (1997). Mapping city lights with nighttime data from the DMSP Operational Linescan System. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 63(6), 727-734.
- Elvidge, C. D., Cinzano, P., Pettit, D. R., Arvesen, J., Sutton, P., Small, C., ... & Weeks, J. (2007). The Nightsat mission concept. **International Journal of Remote Sensing**, 28(12), 2645-2670.
- Ene, A., Su, M., Lemaire, S., Rose, C., Schaff, S., Moretti, R., ... & Herbst, L. H. (2005). Distribution of chelonid fibropapillomatosis-associated herpesvirus variants in Florida: molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritic developmental habitats. **Journal of Wildlife Diseases**, 41(3), 489-497.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., & Snoeijs, P. (2002). Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner gullmar fjord, swedish skagerrak coast. **Journal of Phycology**, 38(2), 284-296.
- Figueiredo, M. A. D. O., Horta, P. A., Pedrini, A. D. G., & Nunes, J. M. D. C. (2008). Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. **Oecologia Australis**, 12(2), 258-269.
- Fletcher, R. L. (1996). The occurrence of “green tides”—a review. In: W. Schramm & P. H. Nienhuis, **Marine benthic vegetation**. Springer, Berlin, Heidelberg, 7-43.

- Forbes, G. A., & Limpus, C. J. (1993). A non-lethal method for retrieving stomach contents from sea turtles. **Wildlife Research**, 20(3), 339-343.
- Fuentes, M. M., Lawler, I. R., & Gyuris, E. (2006). Dietary preferences of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) on a tropical reef flat. **Wildlife Research**, 33(8), 671-678.
- Goatley, C. H., Hoey, A. S., & Bellwood, D. R. (2012). The role of turtles as coral reef macroherbivores. **PLoS One**, 7(6), e39979.
- Golubic, S. (1970). Effect of organic pollution on benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, 1(4), 56-57.
- Gorostiaga, J. M., & Diez, I. (1996). Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**, 157-167.
- Gregory, M. R. (1991). The hazards of persistent marine pollution: drift plastics and conservation islands. **Journal of the Royal Society of New Zealand**, 21(2), 83-100.
- Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 364(1526), 2013-2025.
- Grilo, C. F., Neto, R. R., Vicente, M. A., de Castro, E. V. R., Figueira, R. C. L., & Carreira, R. S. (2013). Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. **Applied geochemistry**, 38, 82-91.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'agrosa, C., ... & Fujita, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, 319(5865), 948-952.
- Herbst, L. H. (1994). Fibropapillomatosis of marine turtles. **Annual Review of Fish Diseases**, 4, 389-425.
- Horta, P. A., Amancio, E., Coimbra, C. S., & Oliveira, E. C. (2001). Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. **Hoehnea**, 28(3), 243-265.
- Horta, P. A., Salles, J. P., Bouzon, J. L., Scherner, F., Cabral, D. Q., & Bouzon, Z. L. (2008). Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil-implicações para a conservação. **Oecologia Brasiliensis**, 12(2), 6.

- Humber, F., Godley, B. J., Ramahery, V., & Broderick, A. C. (2011). Using community members to assess artisanal fisheries: the marine turtle fishery in Madagascar. **Animal conservation**, 14(2), 175-185.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo demográfico, (2010). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 22 de agosto de 2017.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2007) Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jackson, J. B. (1997). Reefs since columbus. **Coral reefs**, 16(1), S23-S32.
- Jackson, J. B. (2001). What was natural in the coastal oceans?. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 98(10), 5411-5418.
- Jones, K., Ariel, E., Burgess, G., & Read, M. (2016). A review of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*). **The Veterinary Journal**, 212, 48-57.
- Kampel, S. A. (2004). **Geoinformação para estudos demográficos: representação espacial de dados de população na Amazônia Brasileira** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- Karez, R., Engelbert, S., Kraufvelin, P., Pedersen, M. F., & Sommer, U. (2004). Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. **Aquatic Botany**, 78(2), 103-117.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the Total Environment**, 566, 333-349.
- Limpus, C. J. (1979). Notes on growth rates of wild turtles. **Marine Turtle Newsletter**, 10(3-5), 8.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... & Jackson, J. B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, 312(5781), 1806-1809.
- Ma, T., Zhou, C., Pei, T., Haynie, S., & Fan, J. (2012). Quantitative estimation of urbanization dynamics using time series of DMSP/OLS nighttime light data: A comparative case study from China's cities. **Remote Sensing of Environment**, 124, 99-107.
- Matiddi, M., Hochscheid, S., Camedda, A., Baini, M., Cocumelli, C., Serena, F., ... & Scholl, F. (2017). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. **Environmental pollution**, 230, 199-209.

- McDermid, K. J., & McMullen, T. L. (2004). Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. **Marine pollution bulletin**, 48(7-8), 790-794.
- Murray, S. N., Denis, T. G., Kido, J. S., & Smith, J. R. (1999). Human visitation and the frequency and potential effects of collecting on rocky intertidal populations in southern California marine reserves. **Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations**, 40(Oct.), 100-106.
- Murray, S. N. & Littler, M. (1977) Seasonal analyses of standing stock and community structure of macroorganisms. In: Littler M. M., & Murray, S. N. (Eds) **Influence of domestic wastes on the structure and energetics of intertidal communities near Wilson Cove**. San Clemente Island. Tech Compl Rep 164, California Water Resources Center, Davis, 7-32.
- Murray, S. N. & Littler, M. (1978). Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. **Journal of Phycology**, 14(4), 506-512.
- Nagaoka, S. M., Martins, A. S., Santos, R. G., Tognella, M. M. P., de Oliveira Filho, E. C., & Seminoff, J. A. (2012). Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. **Marine biology**, 159(3), 573-581.
- Oliveira, A. L. L., de Felício, R., Costa-Lotufo, L. V., de Moraes, M. O., do Ó Pessoa, C., Young, M. C. M., ... & Debonisi, H. M. (2008). Antitumor and antifungal activities from red algae *Bostrychia radicans* and *B. tenella* (Rhodophyta). **Planta Medica**, 74(09), PA153.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.*, 2(2), 45-65.
- Ortega, J. L. G. (2000). Algas. In: Espino, G. L., Pulido, H. S., Pérez, J. L. C. (Eds.). **Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)**. México, Playa y Valdés. 109-193.
- Portugal, A. B., Carvalho, F. L., de Macedo Carneiro, P. B., Rossi, S., & de Oliveira Soares, M. (2016). Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs. **Marine environmental research**, 120, 44-54.
- Pruter, A. T. (1987). Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, 18(6), 305-310.
- Rossi, S., Sánchez-Sarmiento, A. M., Vanstreels, R. E. T., dos Santos, R. G., Prioste, F. E. S., Gattamorta, M. A., ... & Matushima, E. R. (2016). Challenges in Evaluating the Severity

- of Fibropapillomatosis: A Proposal for Objective Index and Score System for Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. **PloS one**, 11(12), e0167632.
- Santos, M. G. M., Lagrota, M. H. C., Miranda, M. M. F. S., Yoneshigue-Valentin, Y., & Wigg, M. D. (1999). A screening for the antiviral effect of extracts from Brazilian marine algae against acyclovir resistant herpes simplex virus type 1. **Botanica marina**, 42(3), 227-230.
- Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A., & Martins, A. S. (2015a). Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. **Marine pollution bulletin**, 93(1-2), 37-43.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Batista, M. B., & Horta, P. A. (2015b). Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. **Marine Ecology Progress Series**, 529, 265-277.
- Santos, R. G., Martins, A. S., da Nobrega Farias, J., Horta, P. A., Pinheiro, H. T., Torezani, E., ... & Work, T. M. (2011). Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 62(6), 1297-1302.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Torezani, E., Baptistotte, C., da Nóbrega Farias, J., Horta, P. A., ... & Balazs, G. H. (2010). Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* off Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, 89(1), 87-95.
- Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., & Townsend, K. (2014). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. **Conservation biology**, 28(1), 129-139.
- Seminoff, J. A. (2004). *Chelonia mydas*. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>.
- Seminoff, J. A. & Shanker, K. (2008). Marine turtles and IUCN Red Listing: a review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 356(1-2), 52-68.
- Seminoff, J. A., Resendiz, A., & Nichols, W. J. (2002). Diet of East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, Mexico. **Journal of Herpetology**, 36(3), 447-453.
- Sfriso, A., Facca, C., & Ghetti, P. F. (2009). Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. **Hydrobiologia**, 617(1), 117-141.
- Simboura, N., Zenetos, A., Panayotidis, P., & Makra, A. (1995). Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. **Marine Pollution Bulletin**, 30(7), 470-474.

- Soares, A. R., Robaina, M., Mendes, G. S., Silva, T. S., Gestinari, L., Pamplona, O. S., ... & Romanos, M. T. V. (2012). Antiviral activity of extracts from Brazilian seaweeds against herpes simplex virus. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, 22(4), 714-723.
- Sposato, P. L. (2014). **Ecosystem health and environmental influences on innate immune function in the loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtle**. (Masters dissertation, Florida Atlantic University).
- Thomson, J. A., Burkholder, D., Heithaus, M. R., & Dill, L. M. (2009). Validation of a rapid visual-assessment technique for categorizing the body condition of green turtles (*Chelonia mydas*) in the field. **Copeia**, 2009(2), 251-255.
- Turner, R. K., Subak, S., & Adger, W. N. (1996). Pressures, trends, and impacts in coastal zones: interactions between socioeconomic and natural systems. **Environmental management**, 20(2), 159-173.
- Vairappan, C. S. (2003). Potent antibacterial activity of halogenated metabolites from Malaysian red algae, *Laurencia majuscula* (Rhodomelaceae, Ceramiales). **Biomolecular engineering**, 20(4-6), 255-259.
- Van Houtan, K. S., Hargrove, S. K., & Balazs, G. H. (2010). Land use, macroalgae, and a tumor-forming disease in marine turtles. **PLoS One**, 5(9), e12900.
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., ... & Bourjéa, J. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. **PloS One**, 6(9), e24510.
- Walsh, M. (1999). Rehabilitation of sea turtles. In: Eckert, K. L., Bjørndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A., & Donnelly, M. (Eds.), **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, 202–207. IUCN/SSC Marine Turtles Specialist Group.
- Wilcox, C., Van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 112(38), 11899-11904.
- Work, T. M., & Balazs, G. H. (1999). Relating tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. **Journal of Wildlife Diseases**, 35(4), 804-807.
- Work, T. M., Balazs, G. H., Rameyer, R. A., & Morris, R. A. (2004). Retrospective pathology survey of green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis in the Hawaiian Islands, 1993–2003. **Diseases of Aquatic Organisms**, 62(1-2), 163-176.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Sala, E. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **Science**, 314(5800), 787-790.

Wyneken, J., & Witherington, D. (2001). **The anatomy of sea turtles**. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center.

III. ANEXO

Anexo I – Metodologia dos índices de fibropapilomatose

Escores de Severidade de Fibropapilomatose (FPS) por Work & Balazs (1999)

Todas as tartarugas foram examinadas quanto à presença de tumores externos e na cavidade oral. Cada tartaruga afetada foi registrada quanto à quantidade, localização e tamanho dos tumores. Os tumores foram divididos em quatro categorias de tamanho (maior comprimento): A ≤ 1 cm, B 1-4 cm, C $>4-10$ cm e D > 10 cm. Usando o número de tumores e a categoria de tamanho, foi gerado um índice de severidade da doença, que compreende quatro escores de severidade de fibropapilomatose (FPS), indo de FPS-0 = sem tumores até FPS-3 = severamente afetada, de acordo com a tabela abaixo:

Tabela - Determinação do escore de severidade da FP em *Chelonia mydas* a partir do número de tumores em cada classe de tamanho, adaptado de Work & Balazs (1999).

Classe de Tamanho do Tumor (cm)	Escore de Severidade da FP (FPS)			
	Não Afetada (FPS-0)	Pouco Afetada (FPS-1)	Moderadamente Afetada (FPS-2)	Severamente Afetada (FPS-3)
(A) < 1	0	1-5	>5	>5
(B) 1-4	0	1-5	>5	>5
(C) $> 4-10$	0	0	1-3	≥ 4
(D) > 10	0	0	0	≥ 1

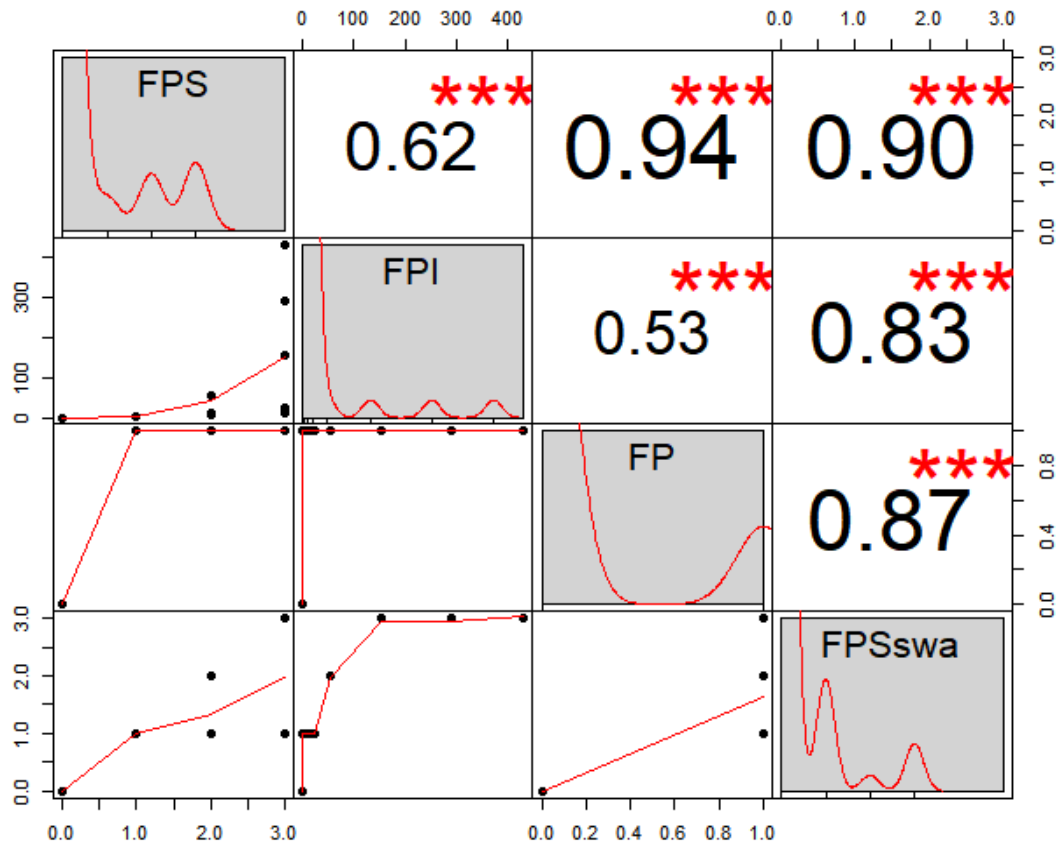
Índice de Fibropapilomatose (FPI) e Escore de Fibropapilomatose no Atlântico Sudoeste (FPS_{swa}) por Rossi *et al.* (2016)

Conforme já descrito na metodologia de Work & Balazs (1999), cada tartaruga afetada foi registrada quanto à quantidade dos tumores, os quais foram divididos em quatro categorias de tamanho pelo maior comprimento: A ≤ 1 cm, B 1-4 cm, C $>4-10$ cm e D > 10 cm. Este índice de fibropapilomatose (FPI) leva em consideração o número de tumores (N_A , N_B , N_C , N_D) para cada classe de tamanho, e será obtido através da seguinte fórmula: $FPI = 0.1 \times N_A + 1 \times N_B + 20 \times N_C + 40 \times N_D$.

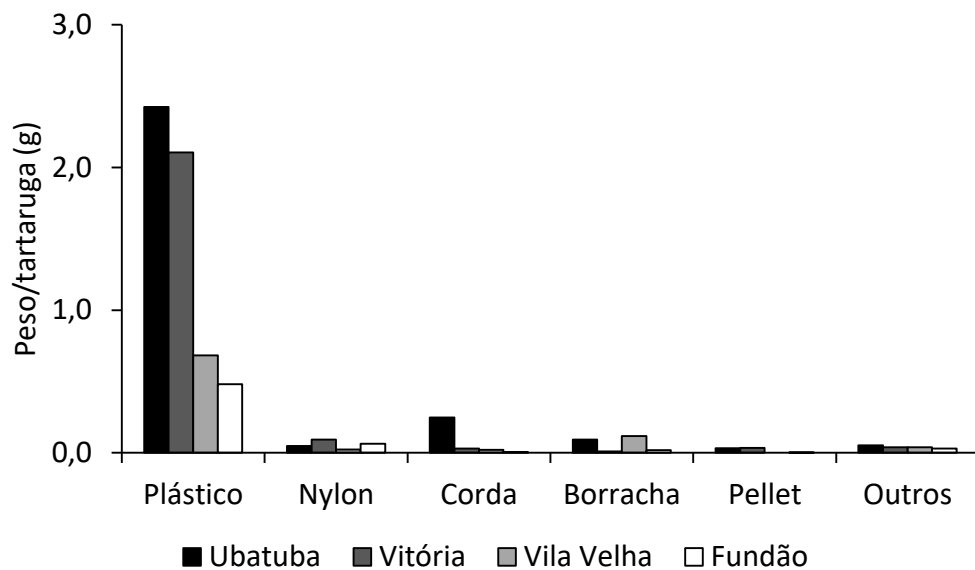
Com base no FPI, Rossi *et al.* (2016) propuseram um escore de fibropapilomatose para as tartarugas do Atlântico Sudoeste (FPS_{swa}) utilizado para classificar indivíduos em três categorias ordinais de severidade de FP: “leve” ($FPI < 40$), “moderado” ($40 \leq FPI < 120$) e “grave” ($FPI \geq 120$).

Anexo II – Figuras

II.I. Resultados da correlação de Pearson para as métricas de avaliação de fibropapilomatose. FP: presença ou ausência; FPS: escore de severidade da fibropapilomatose; FPI: índice de fibropapilomatose; FPSswa; escore para as tartarugas do Atlântico Sudoeste.



II.II. Relação peso do material ingerido por tartaruga (g) em todas as áreas de estudo. A categoria Outros representa os materiais que corresponderam a menos de 1,0g do lixo total ingerido pelas tartarugas verdes. Ubatuba (n = 15); Vitória (n = 61); Vila Velha (n = 6); Fundão (n = 33).



Anexo III – Tabelas

III.I. Resultados da ingestão de resíduos antropogênicos das populações de tartarugas verdes, *Chelonia mydas*, nas áreas de estudo. N: número de indivíduos totais avaliados quanto à presença de lixo; Ingestão: Valor relativo da ingestão de lixo pelas tartarugas nas áreas de estudo; Itens: número médio de itens ingeridos por indivíduo; Peso: peso médio em gramas dos itens ingeridos por indivíduo. Todas as médias estão acompanhadas do Desvio Padrão (\pm DP).

	Localidade	N	Ingestão (%)	Itens \pm DP	Peso \pm DP
3	Fundão	49	59,2	17,4 \pm 103,7	0,6 \pm 7,6
4	Vitória	122	58,2	39,3 \pm 91,5	2,3 \pm 7,2
5	Vila Velha	9	77,8	19,7 \pm 34,7	0,9 \pm 1,8
6	Ubatuba	13	100,0	38,7 \pm 81,4	2,9 \pm 7,1
	Total	193	62,2	32,1 \pm 75,9	1,8 \pm 5,9

III.II. Peso relativo dos componentes alimentares, classificados em gênero, presentes no conteúdo esofágico das tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) encontradas na costa do Brasil. “T” representa a presença de traços não quantificáveis do componente alimentar; “-” representa a ausência do componente alimentar.

	Fernando de Noronha	Abrolhos	Fundão	Vitória	Vila Velha	Ubatuba	Total
Chlorophyta	0,03	24,09	75,02	84,22	67,46	3,52	61,55
<i>Acicularia</i>	-	-	0,03	-	-	-	0,02
<i>Anadyomene</i>	-	-	T	-	-	-	T
<i>Boodleopsis</i>	-	0,18	-	-	-	-	T
<i>Bryopsis</i>	-	-	0,03	-	-	-	0,02
<i>Caulerpa</i>	T	23,91	10,00	1,83	0,07	0,37	6,04
<i>Chaetomorpha</i>	0,03	-	T	0,06	T	-	T
<i>Cladophora</i>	-	-	0,05	0,15	T	2,95	0,22
<i>Codium</i>	-	-	0,12	-	-	-	0,07
<i>Ernodesmis</i>	-	-	T	-	-	-	T
<i>Halimeda</i>	T	-	7,33	-	T	-	4,13
<i>Ulva</i>	T	-	57,29	82,18	67,39	0,20	50,95
Rhodophyta	72,39	17,40	22,97	15,75	32,25	93,44	33,48
<i>Acanthophora</i>	-	-	-	-	-	43,12	2,55
<i>Acrochaetium</i>	-	-	T	-	-	T	T
<i>Amphiroa</i>	-	-	0,42	-	0,01	-	0,24
<i>Arthrocardia</i>	-	-	-	-	T	-	T
<i>Asparagopsis</i>	-	-	-	-	-	T	T
<i>Bostrychia</i>	-	-	-	-	T	-	T
<i>Bryothamnion</i>	-	T	0,09	-	0,11	2,97	0,25
<i>Calliarthron</i>	-	-	-	-	T	-	T
<i>Centroceras</i>	T	-	-	-	-	-	T
<i>Ceramium</i>	T	-	-	-	-	-	T
<i>Champia</i>	T	-	T	-	-	-	T
<i>Chondracanthus</i>	-	-	5,03	3,47	-	0,12	3,18
<i>Chondria</i>	-	T	-	-	-	-	T
<i>Cryptonemia</i>	-	-	-	-	8,57	-	1,35
<i>Cryptopleura</i>	-	T	-	-	-	-	T
<i>Digenea</i>	0,03	-	-	-	-	-	T

<i>Galaxaura</i>	-	-	0,13	-	-	-	0,07
<i>Gelidiacea</i>	0,03	-	-	-	-	-	T
<i>Gelidiella</i>	3,01	5,43	-	-	-	T	0,39
<i>Gelidiopsis</i>	-	-	0,07	-	-	0,15	0,05
<i>Gelidium</i>	2,86	0,36	7,89	10,85	0,62	0,60	5,97
<i>Gracilaria</i>	-	0,54	6,78	0,87	9,39	-	5,39
<i>Gracilariopsis</i>	-	-	-	-	11,67	-	1,84
<i>Grateloupia</i>	-	-	-	-	-	1,79	0,11
<i>Gymnogongrus</i>	-	-	0,26	-	-	-	0,15
<i>Haliptilon</i>	-	0,18	-	-	-	-	T
<i>Halymenia</i>	-	-	0,05	0,56	-	-	0,08
<i>Hypnea</i>	0,61	1,99	1,74	-	0,25	15,64	2,03
<i>Jania</i>	T	-	-	-	-	-	T
<i>Laurencia</i>	59,71	T	0,08	-	-	-	6,84
<i>Osmundaria</i>	-	4,35	0,10	-	-	-	0,09
<i>Polysiphonia</i>	1,32	-	-	-	-	0,05	0,15
<i>Porphyra</i>	-	-	0,10	-	-	-	0,06
<i>Predaea</i>	-	-	-	-	T	-	T
<i>Pterocladia</i>	-	-	-	-	-	28,62	1,70
<i>Rhodymenia</i>	-	4,53	0,01	-	-	-	0,04
<i>Spyridia</i>	-	-	-	-	0,08	-	0,01
<i>Vidalia</i>	-	-	-	-	0,04	-	T
<i>Wrangelia</i>	-	-	-	-	1,48	-	0,23
<i>Wurdemannia</i>	-	-	-	-	-	0,37	0,02
Phaeophyceae	20,41	5,09	1,99	-	0,29	3,04	3,71
<i>Canistrocarpus</i>	0,04	0,18	-	-	-	-	T
<i>Dictyopteris</i>	14,09	1,45	0,53	-	0,17	0,36	1,96
<i>Dictyota</i>	-	0,19	-	-	-	T	T
<i>Lobophora</i>	5,96	0,36	0,97	-	-	-	1,23
<i>Padina</i>	T	T	T	-	0,11	T	0,02
<i>Sargassum</i>	0,32	1,27	0,48	-	-	2,68	0,48
<i>Sphacelaria</i>	T	1,63	-	-	-	-	0,01
<i>Zonaria</i>	-	-	-	-	T	-	T
Angiosperma	7,17	53,43	0,03	0,03	-	-	1,27
Marinha	7,17	53,43	0,03	0,03	-	-	1,27
<i>Halodule</i>	7,17	53,43	0,03	0,03	-	-	1,27

Anexo IV - Script das análises do modelo de regressão linear múltipla no Rstudio

#Carregar pacotes

```
library(lme4)
library(ggplot2)
library(readr)
library(PerformanceAnalytics)
```

#Importar planilha


```
tartarugas<- read_csv("C:/Users/SAMSUNG/Desktop/Analise_modelo_R/tartarugas.csv",
  col_types = cols( Dieta = col_double(),
    FP = col_double(), FPS = col_double()))
```

#ANALISAR CORRELAÇÃO ENTRE FPS

#Selecionar colunas da tabela onde a correlação será efetuada

```
Variables<- tartarugas[,c("FPS", "FPI", "FP", "FPSwa")]
```

#efetua a correlação de Pearson e gera o gráfico

```
chart.Correlation(Variables, histogram=TRUE, pch=19)
```

#GERAR O MODELO

#definir como o modelo lida com NAs

```
options(na.action="na.fail")
```

#Seleciona variáveis a serem usadas no modelo

```
myvars <- names(tartarugas) %in% c("FPS", "CC", "NL", "Dieta")
```

```
tartarugas<-tartarugas[myvars]
```

#Apagar as linhas sem informação

```
tartarugas<-na.omit(tartarugas)
```

#Padronizar as variáveis preditoras

```
tartarugas$FPS<-(tartarugas$FPS - mean(tartarugas$FPS)) / sd(tartarugas$FPS)
tartarugas$CC<-(tartarugas$CC - mean(tartarugas$CC)) / sd(tartarugas$CC)
tartarugas$Dieta<-(tartarugas$Dieta - mean(tartarugas$Dieta)) / sd(tartarugas$Dieta)
```

#Rodar o modelo - Regressão múltipla

```
Lm_local<-lm(NL~FPS+CC+Dieta, tartarugas)
```

#Resultados do modelo

```
summary(Lm_local)
```

#Fazer gráfico de magnitude de efeito das variáveis

```
Confit_Tar<-confint(Lm_local)
beta_Tar <- coefficients(Lm_local)
```

```

table_Tar<-merge(Confit_Tar,beta_Tar, by="row.names")
colnames(table_Tar) <- c("fact", "inf", "sup", "beta")
table_Tar<-table_Tar[-1,]
table_Tar$Colour<-ifelse(table_Tar$inf<0, ifelse(table_Tar$sup<0,"red", "grey50"),
                        ifelse(table_Tar$sup>0,ifelse(table_Tar$inf>0,"blue", "grey50"), "grey50"))
col <- as.character(table_Tar$Colour)
names(col) <- as.character(table_Tar$Colour)
table_Tar$fact <- factor(table_Tar$fact, levels = table_Tar$fact[order(table_Tar$beta)])
table_Tar$fact<-as.factor(table_Tar$fact)
graf_Tar <- ggplot(table_Tar, aes(x=fact, y=beta, ymin=inf,ymax= sup, color=Colour))+
  geom_pointrange(alpha = .5, cex=.8)+ coord_flip() + geom_hline(aes(yintercept=0), lty=2)+
  xlab('Predictors\n')+
  ylab('Regression coefficient (95% CI)')+
  scale_color_manual(values=col)+
  theme(legend.position="none",
        axis.title.y = element_text(colour="grey20",size=12,face="bold"),
        axis.text.x = element_text(colour="grey20",size=8,face="bold"),
        axis.text.y = element_text(colour="grey20",size=8,face="bold"),
        axis.title.x = element_text(colour="grey20",size=12,face="bold"),
        plot.background = element_blank(),
        panel.grid.major = element_blank(),
        panel.grid.minor = element_blank(),
        panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "grey50"),
        legend.background= element_blank())
graf_Tar

#Testar premissas do modelo

plot(Lm_local)

```

IV. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, A. A., & Lutz, P. L. (2004). Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator?. **EcoHealth**, 1(3), 275-283.
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Spraker, T. R., Murakawa, S. K., & Zimmerman, B. (2002). Pathology of oropharyngeal fibropapillomatosis in green turtles *Chelonia mydas*. **Journal of aquatic animal health**, 14(4), 298-304.
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Zimmerman, B., & Galey, F. D. (1994). Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian islands. **Marine pollution bulletin**, 28(2), 109-114.
- Balazs, G. H., & Chaloupka, M. (2004). Spatial and temporal variability in somatic growth of green sea turtles (*Chelonia mydas*) resident in the Hawaiian Archipelago. **Marine Biology**, 145(5), 1043-1059.
- Barbier, P., Guise, S., Huitorel, P., Amade, P., Pesando, D., Briand, C., & Peyrot, V. (2001). Caulerpenyne from *Caulerpa taxifolia* has an antiproliferative activity on tumor cell line SK-N-SH and modifies the microtubule network. **Life Sciences**, 70(4), 415-429.
- Bjorndal, K. A. (1997). Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: P. L. Lutz & J. A. Musick, (Eds.) **The biology of sea turtles**, Boca Raton: CRC Press, Boca Raton, Fla. (1), 199-231.
- Bjorndal, K. A. (Ed.). (1995). **Biology and conservation of sea turtles**. Washington: Smithsonian Institution Press, 599-600.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., & Chaloupka, M. Y. (2000). Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. **Ecological Applications**, 10(1), 269-282.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... & Carpenter, K. E. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, 1187512.
- Caro, T. M., & O'doherty, G. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. **Conservation biology**, 13(4), 805-814.
- Colman, L. P., Patrício, A. R. C., McGowan, A., Santos, A. J., Marcovaldi, M. Â., Bellini, C., & Godley, B. J. (2015). Long-term growth and survival dynamics of green turtles (*Chelonia mydas*) at an isolated tropical archipelago in Brazil. **Marine biology**, 162(1), 111-122.

- Deus Santos, M. R., Martins, A. S., Baptistotte, C., & Work, T. M. (2015). Health condition of juvenile *Chelonia mydas* related to fibropapillomatosis in southeast Brazil. **Diseases of aquatic organisms**, 115(3), 193-201.
- Domiciano, I. G., Domit, C., & Bracarense, A. P. F. R. L. (2017). The green turtles *Chelonia mydas* as marine and coastal environment sentinels: anthropogenic activities and diseases. *Semina: Ciências Agrárias*, 38(5), 3417-3434.
- Epperly, P. S. (2003). Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). In: P. L. Lutz, J. A. Musick, & J. Wyneken (Eds.), **The biology of sea turtles**, Boca Raton: CRC Press, Boca Raton, Fla. (2), 339-353.
- Frazier, J. (2005). The role of flagship species in interactions between people and the sea. **Marit. Stud**, 3(2) e 4(1): 5–38.
- Furness, R. W., & Camphuysen, K. (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. **ICES Journal of marine Science**, 54(4), 726-737.
- Goatley, C. H., Hoey, A. S., & Bellwood, D. R. (2012). The role of turtles as coral reef macroherbivores. **PLoS One**, 7(6), e39979.
- Godley, B. J., Blumenthal, J. M., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Godfrey, M. H., Hawkes, L. A., & Witt, M. J. (2008). Satellite tracking of sea turtles: where have we been and where do we go next?. **Endangered Species Research**, 4(1-2), 3-22.
- Godley, B. J., Lima, E. H. S. M., Åkesson, S., Broderick, A. C., Glen, F., Godfrey, M. H., ... & Hays, G. C. (2003). Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series**, 253, 279-288.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., ... & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature communications**, 6, 7615.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'agrosa, C., ... & Fujita, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, 319(5865), 948-952.
- Herbst, L. H. (1994). Fibropapillomatosis of marine turtles. **Annual Review of Fish Diseases**, 4, 389-425.
- Herbst, L. H., & Klein, P. A. (1995). Monoclonal antibodies for the measurement of class-specific antibody responses in the green turtle, *Chelonia mydas*. **Veterinary immunology and immunopathology**, 46(3-4), 317-335.

- Jessup, D. A., Miller, M., Ames, J., Harris, M., Kreuder, C., Conrad, P. A., & Mazet, J. A. (2004). Southern sea otter as a sentinel of marine ecosystem health. **EcoHealth**, 1(3), 239-245.
- Jones, K., Ariel, E., Burgess, G., & Read, M. (2016). A review of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*). **The Veterinary Journal**, 212, 48-57.
- Landsberg, J. H., Balazs, G. H., Steidinger, K. A., Baden, D. G., Work, T. M., & Russell, D. J. (1999). The potential role of natural tumor promoters in marine turtle fibropapillomatosis. **Journal of Aquatic Animal Health**, 11(3), 199-210.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... & Jackson, J. B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, 312(5781), 1806-1809.
- Makowski, C., Seminoff, J. A., & Salmon, M. (2006). Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. **Marine Biology**, 148(5), 1167-1179.
- Matiddi, M., Hochscheid, S., Camedda, A., Baini, M., Cocumelli, C., Serena, F., ... & Scholl, F. (2017). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. **Environmental pollution**, 230, 199-209.
- Musick, J. A., & Limpus, C. J. (1997). Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: P. L. Lutz & J. A. Musick (Eds.), **The biology of sea turtles**, CRC Press, Boca Raton, Fla. (1), 137-164.
- Reddy, L. M., Dierauf, L. A., & Gulland, F. M. (2001). Marine mammals as sentinels of ocean health. In: L. A. Dierauf & F. M. Gulland (Eds.), **CRC Handbook of Marine Mammal Medicine: Health, Disease, and Rehabilitation**, 3-13.
- Rossi, S., Sánchez-Sarmiento, A. M., Vanstreels, R. E. T., dos Santos, R. G., Prioste, F. E. S., Gattamorta, M. A., ... & Matushima, E. R. (2016). Challenges in Evaluating the Severity of Fibropapillomatosis: A Proposal for Objective Index and Score System for Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. **PloS one**, 11(12), e0167632.
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S., & Tatsukawa, R. (2000). Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, 40(8), 701-709.

- Santos, M. G. M., Lagrota, M. H. C., Miranda, M. M. F. S., Yoneshigue-Valentin, Y., & Wigg, M. D. (1999). A screening for the antiviral effect of extracts from Brazilian marine algae against acyclovir resistant herpes simplex virus type 1. **Botanica marina**, 42(3), 227-230.
- Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A., & Martins, A. S. (2015). Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. **Marine pollution bulletin**, 93(1-2), 37-43.
- Santos, R. G., Martins, A. S., da Nobrega Farias, J., Horta, P. A., Pinheiro, H. T., Torezani, E., ... & Work, T. M. (2011). Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 62(6), 1297-1302.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Torezani, E., Baptistotte, C., da Nóbrega Farias, J., Horta, P. A., ... & Balazs, G. H. (2010). Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* off Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, 89(1), 87-95.
- Seminoff, J. A. (2004). *Chelonia mydas*. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>.
- Small, C., & Nicholls, R. J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. **Journal of coastal research**, 584-599.
- Soares, A. R., Robaina, M., Mendes, G. S., Silva, T. S., Gestinari, L., Pamplona, O. S., ... & Romanos, M. T. V. (2012). Antiviral activity of extracts from Brazilian seaweeds against herpes simplex virus. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, 22(4), 714-723.
- Sposato, P. L. (2014). **Ecosystem health and environmental influences on innate immune function in the loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtle.** (Masters dissertation, Florida Atlantic University).
- Turner, R. K., Subak, S., & Adger, W. N. (1996). Pressures, trends, and impacts in coastal zones: interactions between socioeconomic and natural systems. **Environmental management**, 20(2), 159-173.
- Van Houtan, K. S., Hargrove, S. K., & Balazs, G. H. (2010). Land use, macroalgae, and a tumor-forming disease in marine turtles. **PLoS One**, 5(9), e12900.
- Wells, R. S., Rhinehart, H. L., Hansen, L. J., Sweeney, J. C., Townsend, F. I., Stone, R., ... & Rowles, T. K. (2004). Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. **EcoHealth**, 1(3), 246-254.
- Work, T. M., & Balazs, G. H. (1999). Relating tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. **Journal of Wildlife Diseases**, 35(4), 804-807.